

Auftraggeber:

Stadt Lage

Städtischer Abwasserbetrieb

Lange Straße 67

32791 Lage

Betriebsleiter

Städt. Abwasserbetrieb

Dipl.-Ing. T.Paulussen

Betriebsleitung

Kläranlage

Dipl.-Ing. A.Ziesel

Aufgestellt durch:

Hydro-Ingenieure Planungsgesellschaft für Siedlungswasserwirtschaft mbH

Beratende Ingenieure

Stockkampstraße 10

40477 Düsseldorf

Düsseldorf, Juni 2015

4252_00 / KA / LD

Erlaeuterungsbericht_Spurenstoffe.docx

Projektleiter: Dipl.-Ing. Klaus Alt

Projektingenieur: B. Eng. Lars Dorn

INHALTSVERZEICHNIS

1	EINLEITUNG	1
1.1	Veranlassung	1
1.2	Projektkurzbeschreibung	2
1.3	Aufgabenstellung	2
2	KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE	4
2.1	Gesamtübersicht der Kläranlage	4
3	STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER	7
3.1	Allgemeines	7
3.2	Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften	9
3.3	Grundlagen der Aktivkohleadsorption	11
3.3.1	Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter	11
3.3.2	Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens	13
3.4	Grundlagen der Behandlung mit Ozon	16
3.4.1	Grundbegriffe und Funktionsprinzip	16
3.4.2	Grundlagen der chemischen Oxidation	18
3.4.3	Verfahrenstechnik und apparative Ausführung der Ozonierung	19
3.5	Grundlagen der AOP-Verfahren	20
3.6	Biologisch aktivierte Aktivkohlefiltration	22
3.7	Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben	23
3.7.1	Überblick Aktivkohle	23
3.7.2	Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle	24
3.7.3	Überblick Ozonierung	29
3.7.4	Einzelne Projektbeispiele Ozonierung	31
4	KURZBESCHREIBUNG DER LÖSUNGSMÖGLICHKEITEN	37
4.1	Allgemeines	37
4.2	Granulierte Aktivkohle	37
4.3	Ozonung	38
4.4	Pulverisierte Aktivkohle	39
5	PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN	40
5.1	Planungsgrundlagen	40
5.2	Hydraulische Bemessungsgröße	40
6	PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION	42
6.1	Variante 1 - nachgeschaltete GAK-Filtration (nachgeschaltete Druckkessel)	42
6.2	Variante 2 - GAK in vorhandenen Flockungsfilter	45
6.3	Variante 3.1 - Neubau Ozonreaktor	49
6.4	Variante 3.2 - Ozonreaktor in vorhandener Filterzellen	52

7	KOSTENSCHÄTZUNG	54
7.1	Allgemeines	54
7.2	Investitionskosten	54
7.3	Betriebskosten	55
7.4	Jahreskosten	57
8	BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFF- ELIMINATION	61
9	SPURENSTOFFBELASTUNG DER WERRE	65
9.1	Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage	65
9.2	Gewässersituation	68
9.3	Einfluss der Kläranlage Lage auf die Werre	70
10	ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG	71
11	NACHTRAG	73

ABBILDUNGSVERZEICHNIS

Abbildung 1: Kläranlage Lage	1
Abbildung 2: Belebungsbecken Zentralklärwerk Lage	4
Abbildung 3: Flockungsfiltration Zentralklärwerk Lage (links)	5
Abbildung 4: Mengemessschacht und Auslaufbauwerk Zentralklärwerk Lage (rechts)	5
Abbildung 5: FHM-Dosierstation Flockungsfiltration Zentralklärwerk Lage (links)	6
Abbildung 6: Filtergalerie Flockungsfiltration Zentralklärwerk Lage (links)	6
Abbildung 7: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)	7
Abbildung 8: Eliminationsgrade mechanisch-biologischer Kläranlagen (nach ARGE 2014; MARGOT ET AL. 2013 SACHER ET AL. 2014; MIÈGE ET AL. 2009; JELIC ET AL. 2010; KÖCK-SCHULMEYER ET AL. 2012)	8
Abbildung 9: Vergleich der Elimination der Ozonung (0,4 bis 1,8 gO ₃ /gDOC) und Aktivkohleadsorption (10 bis 20 mgPAK/L) von Spurenstoffen aus mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser (cDOC = 4,9 mgDOC/L) (verändert nach MARGOT ET AL. 2013)	9
Abbildung 10: Aktivkohlestruktur (BRENDDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)	12
Abbildung 11: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)	14
Abbildung 12: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)	15
Abbildung 13: Reaktionsmechanismen	18
Abbildung 14: Ozonung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip	20
Abbildung 15: Activated carbon adsorbers: view of granular activated carbon contactors operated in parallel, used for the treatment of filtered secondary effluent (zitiert in Metcalf & Eddy, 4. Edition, Seite 1151)	24
Abbildung 16: Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle	25
Abbildung 17: Einsatz von Pulveraktivkohle - Mannheimer Verfahren	26

Abbildung 18: Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten - Schweiz / Luftbild	27
Abbildung 19: Verbandsklärwerk Obere Lutter - Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle	27
Abbildung 20: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)	28
Abbildung 21: Elimination GAK (KOLISCH ET AL.2014)	29
Abbildung 22: Ozonierung von gereinigtem Abwasser	30
Abbildung 23: Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)	32
Abbildung 24: Erkenntnisse Planung Ozonanlagen	33
Abbildung 25: Kläranlage Bad Sassendorf - Ozonanlage mit Sauerstofftank	33
Abbildung 26: Halbtechnische Ozon-Versuchsanlage (Containerbauweise) der Fa. Ozonia - Degrémont Technologies Ltd, Dübendorf (CH) am Standort der ZKA Detmold	34
Abbildung 27: Eliminationsleistung für die Standard-Abwasserparameter - 15 und 20 Minuten HRT und Ozondosen von 5 und 7,5 mg O ₃ /L	35
Abbildung 28: Auswertung Anteil der behandelten Abwassermenge an der Jahresschmutzwassermenge, ZKA Lage 2012 - 2014	41
Abbildung 29: Auswertung Zulaufmenge, ZKA Lage, 2012 - 2014	42
Abbildung 30: Schema Lösungsvariante 1 - GAK - Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)	43
Abbildung 31: Lösungsvariante 1 - GAK - Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)	44
Abbildung 32: Schema Lösungsvariante 2 - GAK im vorhandenen Filter (1-stufig)	46
Abbildung 33: Variante 2 GAK in vorhandenen Filterzellen	47
Abbildung 34: Schema Lösungsvariante 3.1 - Ozonung	49
Abbildung 35: Variante 3.1: Nachgeschaltete Ozonung	51
Abbildung 36: Schema Lösungsvariante 3.2 - Ozonung	52
Abbildung 37: Variante 3.2 Ozonung in vorhandener Filterzelle	53
Abbildung 38: Vergleich Jahreskosten (Kalkulatorische Grundlagen 2011)	58
Abbildung 39: Vergleich Jahreskosten (Kalkulatorische Grundlagen 2015)	59

Abbildung 40: Bewertungsmatrix	63
Abbildung 41: Ablaufkonzentration	67
Abbildung 42: Vergleich der Ablaufkonzentration von ver. Kläranlagen	67
Abbildung 43: Einstufung der Werre	69
Abbildung 44: Veränderung der Konzentration im Gewässer	70

TABELLENVERZEICHNIS

Tabelle 1: Ablaufmengen ZKA Lage, 2012-2014	40
Tabelle 2: Investitionskosten	54
Tabelle 3: Betriebskosten	56
Tabelle 4: Vergleich der Jahreskosten (Kalkulatorische Grundlagen 2011)	57
Tabelle 5: Jahreskosten 5,5%	59
Tabelle 6: Ausgewählte Spurenstoffe	65

ANLAGENVERZEICHNIS

ANLAGE 1: AKTENNOTIZ

- Anlage 1.1 Protokoll der Besprechung vom 20.05.2015
- Anlage 1.2 Protokoll der Besprechung vom 18.08.2016

ANLAGE 2: PLANUNGSGRUNDLAGEN

- Anlage 2.1 Wassermengen
- Anlage 2.2 Spurenstoffscreening

ANLAGE 3: KLÄRTECHNISCHE BERECHNUNGEN

- Anlage 3.1 Klärtechnische Berechnungen Spurenstoffelimination

ANLAGE 4: KOSTENSCHÄTZUNG

- Anlage 4.1 Kostenschätzung Spurenstoffelimination
- Anlage 4.2 Sensitivitätsanalyse

ANLAGE 5: BEWERTUNGSMATRIX

- ANLAGE 5.1 Bewertungsmatrix
- ANLAGE 5.2 Detaillierte Bewertungsmatrix für Variante 2 und 3.2

ANLAGE 6: PLÄNE

PLANVERZEICHNIS

4252_02_012	Lageplan Variante 1 - GAK nachgeschaltete Druckkessel	1:250
4252_02_140	Bauwerksplan Variante 2 - GAK in vorh. Filtern	1:100
4252_02_014	Lageplan Variante 3.1 - Neubau Ozonreaktor	1:250
4252_00_141	Bauwerksplan Variante 3.2 - Ozonung im vorh. Filter	1:100

LITERATUR- UND QUELLENVERZEICHNIS

Plangrundlagen und projektbezogene Unterlagen:

- [1] Ablaufmengen 2012 bis 2014
- [2] Lagepläne der Kläranlage Lage

Technische Regelwerke, Normen und gesetzliche Bestimmungen:

- [3] Abwasserabgabengesetz, BGBl. I S. 2585, 18.01.2005, Stand 31.07.2009

Veröffentlichungen und Fachliteratur:

- [4] ABEGGLEN, C.; ESCHER, B.; HOLLENDER, J.; KOEPKE, S.; ORT, C.; PETER, A.; SIEGRIST, H.; VON GUNTEN, U.; ZIMMERMANN, S.; KOCH, M.; NIEDERHAUSER, P.; SCHÄRER, M.; BRAUN, C.; GÄLLI, R.; JUNGHANS, M.; BROCKER, S.; MOSER, R.; RENSCH, D. (2009): Ozonung von gereinigtem Abwasser. Schlussbericht Pilotversuch Regensdorf, Dübendorf, Schweiz.
- [5] ABEGGLEN, C.; ESCHER, B.; HOLLENDER, J.; SIEGRIST, H.; VON GUNTEN, U.; ZIMMERMANN, S.; HÄNER, A.; ORT, C.; SCHÄRER, M. (2012): Ozonung von gereinigtem Abwasser zur Elimination von organischen Spurenstoffen: Großtechnischer Pilotversuch Regensdorf (Schweiz). KA Korrespondenz Abwasser, Abfall 02 (57): 155 - 160
- [6] ARGE (2014): Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. Schlussbericht Phase 2 der „Arbeitsgemeinschaft Spurenstoffe NRW, Teilprojekt 10“ (Arge), gerichtet an das Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur- und Verbraucherschutz des Landes Nordrhein-Westfalen (MKULNV), <http://www.lanuv.nrw.de/wasser/abwasser/forschung/abwasser.htm>.
- [7] BAHR, C.; ERNST, M.; JEKEL, M. (2007): Pilotuntersuchungen zur kombinierten oxidativ-biologischen Behandlung von Klärwerksabläufen für die Entfernung von organischen Spuren- und Wirkstoffen und zur Desinfektion (PILOTOX). Schriftenreihe Kompetenzzentrum Wasser Berlin, Band 5.

- [8] BEIER (2010): Elimination von Arzneimitteln aus Krankenhausabwasser. In: Pinnekamp, J. (Hrsg.): Schriftenreihe Gewässerschutz - Wasser - Abwasser, Band 222, Aachen.
- [9] BLAC (2003): Bund/Länderausschuss für Chemikaliensicherheit. Arzneimittel in der Umwelt - Auswertung der Untersuchungsergebnisse. Bericht an die 61. Umweltministerkonferenz (UMK) am 19./20. November 2003, Hamburg.
- [10] BORNEMANN, C.; ERBE, V.; HACHENBERG, M.; KOLISCH, G.; OSTHOFF, T.; TAUDIEN, Y. (2012): Einsatz von Pulveraktivkohle in vorhandenen Flockungsfiltrationsanlagen am Beispiel der Kläranlage Buchenhofen. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [11] BRENDEL, U. (1997): Einsatz von Aktivkohle in der kommunalen Abwasserreinigung. Ges. zur Förderung der Siedlungswasserwirtschaft an der RWTH Aachen. ISBN: 3932590449, 9783932590443
- [12] DAGOSTINO, L., GOODMAN, A., MARSHALL, K. (1991): Physiological responses induced in bacteria adhering to surfaces. Biofouling, Vol. 4, No. 1 - 3, pp. 113 - 119.
- [13] EILERS, L. (2001): Verfahrenskombination von Nanofiltration und Adsorption an Pulverkohle zur kontinuierlichen Abwasserreinigung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [14] ELTNER, A. (1998): Behandlung hoch belasteter Abwässer durch Aktivkohleadsorption und Aktivkohle / Nanofiltration - Verfahrensvergleich und Bewertung. Dissertation. RWTH Aachen, Aachen.
- [15] ESCHER, B.I., BRAMAZ, N., ORT, C. (2009): JEM Spotlight: Monitoring the treatment efficiency of a full scale ozonation on a sewage treatment plant with a mode-of-action based test battery. Journal of Environmental Monitoring, Vol. 11, No. 10, pp. 1836-1846.
- [16] ESTER, Y.; AVISAR, D.; MAMANE, H. (2010): Removal of pharmaceuticals using combination of UV/H₂O₂/O₃ advanced oxidation process. IWA World Water Congress and Exhibition. 19 - 24 September 2010 Montréal, Canada.
- [17] FENT, K. (2007): Ökotoxikologie. Georg Thieme Verlag, 3. Auflage, Stuttgart, ISBN: 978-3-13-109993-8.

- [18] HAUER, A. (2002): Beurteilung fester Adsorbentien in offenen Sorptionssystemen für energetische Anwendungen. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [19] HEBERER, T. (2002): Occurrence, fate and removal of pharmaceutical residues in the aquatic environment: a review of recent research data. *Toxicology Letters* 131: 5 - 17.
- [20] HERBST, H.; KAUFMANN, M.; TÜRK, J.; LAUNER, M. (2011): Abwasserozomierung Kläranlage Duisburg-Vierlinden - Auslegung - Bau - erste Betriebsergebnisse. In *Innovation und Flexibilität - Systemoptimierung und Systemerweiterung; Tagungsband der 25. Karlsruher Flockungstage 2011, Schriftenreihe SWW (Bd. 141)*, Verlag Siedlungswasserwirtschaft Karlsruhe, ISBN 978-3-9813069-4-1
- [21] HOLLENDER, J., ZIMMERMANN, S. G., KOEPKE, S., KRAUSS, M., MCARDELL, C. S., ORT, C., SINGER, H., VON GUNTEN, U., SIEGRIST, H. (2009): Elimination of organic micropollutants in a municipal wastewater treatment plant upgraded with a full-scale post-ozonation followed by sand filtration. *Environmental Science & Technology*, Vol. 43, No.20, pp. 7862-7869.
- [22] HUTCHINSON, T.H., HUTCHINGS, M.J., MOORE, K.W. (1997): A review of the effects of bromate on aquatic organisms and toxicity of bromate to oyster (*Crassostrea gigas*) embryos. *Ecotoxicol Environ Saf.* Vol. 38 No. 3, pp. 238 - 243.
- [23] JAGEMANN, P.; LYKO, S.; HERBST, H.; TÜRK, J. (2012): Ergebnisse der großtechnischen Versuche zur Entfernung von Mikroverunreinigungen auf den Kläranlagen Bad Sassendorf und Duisburg-Vierlinden. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [24] JELIC, A., GROS, M., GINEBREDÁ, A., CESPÉDES-SÁNCHEZ, R., VENTURA, F., PETROVIC, M. BARCELOA, D. (2010): Occurrence, partition and removal of pharmaceuticals in sewage water and sludge during wastewater treatment. *Water Res.*, Vol. 45, No. 3, pp. 1165 - 1176.
- [25] JOSS, A.; ZABCZYNSKI, S.; GÖBEL, A.; HOFFMANN, B.; LÖFFLER, D.; MCARDELL, C. S.; TERNES, T. A.; THOMSEN, A.; SIEGRIST, H. (2006): Biological degradation of pharmaceuticals in municipal wastewater treatment: Proposing a classification scheme. *Water Research* 40: 1686 - 1696.

- [26] KIENLE, C., KASE, R., WERNER, I. (2011): Evaluation of bioassays and wastewater quality: In vitro and in vivo bioassays for the performance review in the Project "Strategy MicroPoll". Swiss Centre for Applied Ecotoxicology, Eawag-EPFL, Duebendorf.
- [27] KÖCK-SCHULMEYER, M., VILLAGRAS, M., LÓPEZ DE ALDA, M., CÉSPEDES-SÁNCHEZ, R., VENTURA, F., BARCELÓA, D. (2013): Occurrence and behavior of pesticides in wastewater treatment plants and their environmental impact. *Sci. Total Environ.* Vol. 458 - 460, pp. 466 - 476.
- [28] KOLISCH ET AL. (2014): Potential der Spurenstoffelimination mit Pulver- und Kornkohle in bestehenden Kläranlagen. Vortrag auf dem DWA-Praxisseminar: Strategien zur Spurenstoffelimination. 21.05.2014, Köln
- [29] LANUV (Hrsg.) (2007): Landesamt für Natur, Umwelt und Verbraucherschutz NRW. Eintrag von Arzneimitteln und deren Verhalten und Verbleib in der Umwelt - Literaturstudie. LANUV-Fachbericht 2, Recklinghausen.
- [30] LEE, Y., VON GUNTEN, U. (2010): Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate^{VI}, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Res.* Vol. 44, No. 2, pp. 555 - 566.
- [31] LEE, Y., VON GUNTEN, U. (2010): Oxidative transformation of micropollutants during municipal wastewater treatment: Comparison of kinetic aspects of selective (chlorine, chlorine dioxide, ferrate^{VI}, and ozone) and non-selective oxidants (hydroxyl radical). *Water Res.* Vol. 44, No. 2, pp. 555 - 566.
- [32] LI, Q.; SNOEYINK, V.L.; MARINAS, B.J.; CAMPOS, D. (2003): Pore blockage effect of NOM on atrazine adsorption kinetics of PAC: the roles of PAC pore size distribution and NOM molecular weight. *Water Research*, 37, 4863 - 4872.
- [33] MARCUS, P. (2005): Entwicklung und Validierung eines Labor-Schnelltests zur Beurteilung der Adsorbierbarkeit von organischen Einzelstoffen an Aktivkohle. Dissertation. Technische Universität Dresden, Dresden.
- [34] MARGOT, J., KIENLE, C., MAGNET, A., WEIL, M., ROSSI, L., DE ALENCASTRO, L.F., ABEGGLEN, C., THONNEY, D., CHÈVRE, N., SCHÄRER, M., BARRY, D. A. (2013): Treatment of micropollutants in mu-

- nicipal wastewater: Ozone or powdered activated carbon?. *Sci. Total Environ.*, Vol. 461 - 462, pp. 480 - 498.
- [35] MIÉGE, C., CHOUBERT, J.M., RIBERIO, L., EUSÉBE, M., COPUERY, M. (2009): Fate of pharmaceuticals and personal care products in wastewater treatment plant - Conception of a database and first results. *Environmental Pollution*, Vol. 157, pp. 1721 - 1726.
- [36] MUNLV (2004): Ministerium für Umwelt und Naturschutz, Landwirtschaft und Verbraucherschutz NRW. Untersuchungen zum Eintrag und zur Elimination von gefährlichen Stoffen in kommunalen Kläranlagen. Abschlussbericht. ISBN 3-9808617-6-7.
- [37] Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016): Mikroschadstoffentfernung machbar?, 20.10.2016
- [38] NAHRSTEDT, A.; BURBAUM, H.; ALT, K.; BARNSCHEIDT, I.; FRITZSCHE, J. (2012): Spurenstoffelimination mit granulierter Aktivkohle auf dem Klärwerk „Obere-Lutter“. Vortrag auf der 45. Essener Tagung 2012, 16. März 2012
- [39] NEUMANN, K.-D.; MERKEL, W.; SCHMIDT, T. C. (2011): Metabolitenbildung beim Einsatz von Ozon. Schlussbericht zum Forschungsvorhaben, AZ IV-7-042 600 001J, Vergabenummer 08/058.1
- [40] NÖTHE, T. (2009): Zur Ozonung von Spurenstoffen in mechanisch-biologisch gereinigten Abwässern. Dissertation, Technische Universität Dortmund, Dortmund.
- [41] PETER, A. (2008): Organische Spurenstoffe eliminieren. In: *Eawag News* 65d September 2008.
- [42] PINNEKAMP, J.; KROISS, H. (2009): Zusammenfassender Bericht zum Thema „Mikroschadstoffe in der aquatischen Umwelt“. Vortrag im Rahmen der 42. Essener Tagung für Wasser- und Abfallwirtschaft, 18. - 20.03.2009, Aachen.
- [43] PÖPEL, H. J.; SCHMIDT-BREGAS, M.; WAGNER, M. (1988): Aktivkohleanwendung in der Abwasserreinigung I. KA - Korrespondenz *Abwasser* 03 (35): 247 - 255.
- [44] REUNGOAT, J., ESCHER, B.I., MACOVA, M., KELLER, J. (2011): Biofiltration of wastewater treatment plant effluent: Effective removal of

- pharmaceuticals and personal care products and reduction of toxicity. *Water Res.*, Vol. 45, No. 9, pp. 2751 - 2762.
- [45] REUNGOAT, J., MACOVA, M., ESCHER, B.I., CARSWELL, S., MUELLER, J.F., KELLER, J. (2010): Removal of micropollutants and reduction of biological activity in a full scale reclamation plant using ozonation and activated carbon filtration. *Water Res.* Vol. 44, No. 2, pp. 625 - 637.
- [46] RIED, A.; WIELAND, A.; MIELCKE, J.; ROHRIN G; D. (2010): Advanced oxidation processes - comparison of different treatment scenarios based on processes combining ozone, uv and hydrogen peroxide. IWA World Water Congress and Exhibition. 19 - 24 September 2010 Montréal, Canada.
- [47] SACHER, F., THOMA, A., LEHMANN, M., SCHERER, I., STIER, K. (2014): Spurenstoffinventar der Fließgewässer in Baden-Württemberg - Ergebnisse der Beprobung von Fließgewässern und Kläranlagen 2012/2013. (Hrsg. Ministerium für Umwelt, Klima und Energiewirtschaft Baden-Württemberg), ISBN-13: 978-3-88251-379-0.
- [48] SCHOLZ, M., MARTIN, R. (1998): Control of bio-regenerated granular activated carbon by spread-sheet modelling. *J. Chem. Technol. Biotechnol.*, Vol. 71, No. 3, pp. 253 - 261.
- [49] SCHULTE-OEHLMANN, U.; OEHLMANN, J.; PÜTTMANN, W. (2007): Humanpharmakawirkstoffe in der Umwelt - Einträge, Vorkommen und der Versuch einer Bestandsaufnahme. *Umweltwissenschaften und Schadstoff-Forschung* 19 (3): 168 - 179.
- [50] SCHUMACHER, J. (2006): Ozonung zur weitergehenden Aufbereitung kommunaler Kläranlagenabläufe. Dissertation. Technische Universität Berlin, Berlin.
- [51] SCHWARZENBACH, R. P.; GSCHWEND, P.; IMBODEN, D. M. (2003): Environmental organic chemistry. John Wiley & Sons, Hoboken, New Jersey. 2. Auflage, ISBN: 0-471-35750-2.
- [52] SIMPSON, D.R. (2008) Biofilm processes in biologically active carbon water purification. *Water Res*, Vol. 42, No. 12, pp. 2839 - 2848.
- [53] SONTHEIMER, H.; FRICK, B.R.; FETTIG, J.; HÖRNER, G.; HUBELE, C.; ZIMMER, G. (1985): Adsorptionsverfahren zur Wasserreinigung. DGVW-Forschungsstelle am Engler-Bunte-Institut der Universität Karlsruhe, Karlsruhe.

- [54] TAKEUCHI, Y., MOCHIDZUKI, K., MATSUNOBU, N., KOJIMA, R., MOTOHASHI, H., YOSHIMOTO, S. (1997): Removal of organic substances from water by ozone treatment followed by biological active carbon treatment. *Water Sci. Technol.*, Vol. 35, No. 7, pp. 171 - 178.
- [55] TERNES, T. A.; HIRSCH, R. W. (2000): Occurrence and Behaviour of X-ray contrast media in sewage facilities and the aquatic environment. *Environmental Science & Technology* 34 (13): 2741 - 2748.
- [56] TERNES, T. A., STUBER, J., HERRMANN, N., McDOWELL, D., RIED, A., KAMPMANN, M., TEISER, B. (2003): Ozonation: a tool for removal of pharmaceuticals, contrast media and musk fragrances from wastewater? *Water Res.* Vol. 37, No. 8, pp. 1976 - 82.
- [57] VON GUNTEN, U. (2003): Ozonation of drinking water: Part II. Disinfection and by-product formation. *Water Research* 37 (7): 1469 - 1487.
- [58] WERT, E. C., ROSARIO-ORTIZ, F. L., DRURY, D. D., SNYDER, S. A. (2007): Formation of oxidation byproducts from ozonation of wastewater. *Water Res.* Vol. 41, No. 7, pp. 1481 - 1490.
- [59] WICK, A.; FINK, G.; JOSS, A.; SIEGRIST, H.; TERNES, T. A. (2009): Fate of beta blockers and psycho-active drugs in conventional wastewater treatment. *Water Research* 43: 1060 - 1074. BERGMANN, A., FOHRMANN, R., WEBER, F-A. (2011): Zusammenstellung von Monitoringdaten zu Umweltkonzentrationen von Arzneimitteln. Umweltbundesamt Texte Nr. 66/2011, Forschungskennzahl 360 14 013 UBA-FB 001525.
- [60] WURSTER, B. (2007): UV-aktivierte Oxidation - Inaktivierung von Arzneistoffen in Pharmaindustrie und Kläranlage. *Wasser. Luft und Boden* 51(3/4): 15 - 17.

1 EINLEITUNG

1.1 Veranlassung

Die Stadt Lage betreibt das Zentralklärwerk Lage (Abbildung 1) mit einer Ausbaugröße von 80.000 EW. Die Belebungsstufe besteht aus einer Kaskadendenitrifikation (2-straßig) und einer 2-straßigen Nachklärbeckenanlage. Als 3. Reinigungsstufe steht eine Filtrationsanlage mit 7 Zellen à 40 m² zur Verfügung.



Abbildung 1: Kläranlage Lage

Aufgrund der bestehenden Problematik der nachgewiesenen Spurenstoffe in Gewässern ist derzeit in der Öffentlichkeit und in der Fachwelt eine intensive Diskussion zur Notwendigkeit einer weitergehenden Spurenstoffelimination gegeben.

Das Vorsorgeprinzip sowie die derzeit zur Verfügung stehenden Fördermöglichkeiten des Landes NRW veranlassen seit geraumer Zeit immer mehr Kläranlagenbetreiber zur aktiven Handlung. Die demografische Entwicklung innerhalb der nächsten Jahre bzw. Jahrzehnte mit einem höheren Anteil älterer Menschen wird den Eintrag von Medikamenten wie Pharmaka und Röntgenkontrastmitteln als eine Gruppe von Spurenstoffen deutlich erhöhen.

Im Jahre 2011 hat die Hydro-Ingenieure GmbH bereits eine Studie zur Spurenstoffelimination erarbeitet, in welcher der Einsatz von Aktivkohle in granulierter wie auch in pulverisierter Form näher untersucht wurde. Aufgrund sich veränderter Zulaufbedingungen zur Kläranlage und weiter entwickelten Erkenntnissen bei der Mikroschadstoffelimination ist eine Überarbeitung der Machbarkeitsstudie sinnvoll. Auf der Basis einer gemeinsamen Abstimmung werden in der nachfolgenden Projektkurzbeschreibung folgende Lösungsvarianten untersucht, die im Rahmen der zu erarbeitenden Studie näher zu bewerten und zu vergleichen sind. Als Lösungsvarianten wurden die favorisierte Variante aus 2011, die Günstigste, sowie die Ozonung welche in 2011 nicht betrachtet wurde, gewählt.

1.2 Projektkurzbeschreibung

Für den Einsatz von Verfahrenstechniken zur weitergehenden Abwasserreinigung wurde sich auf die zuvor aufgeführten 3 Varianten geeinigt.

Gemäß Angebot der Hydro-Ingenieure GmbH vom 15.09.2014 sollen folgende Varianten untersucht werden:

- Variante 1: Neubau einer GAK-Stufe (granulierte Aktivkohle) im Anschluss an die Flockungsfiltration (nachgeschaltete Druckkessel)
- Variante 2: Granulierte Aktivkohle im vorhandenen Flockungsfilter
- Variante 3.1 : Neubau einer Ozonung zwischen Nachklärung und bestehender Flockungsfiltration
- Variante 3.2 : Ozonung im vorhandenen Flockungsfilter

Ziel der Vorplanung ist die Bewertung der unterschiedlichen Lösungskonzepte im Hinblick auf die technische Machbarkeit, ihrer Wirtschaftlichkeit sowie eine Bewertung der Vor- und Nachteile einschließlich der nicht monetären Aspekte.

1.3 Aufgabenstellung

Die Aufgabenstellung für die vorliegende Vorplanung besteht im Einzelnen aus:

1. Grundlagenermittlung einschl. Auswertung der Wassermengen zur Dimensionierung der Verfahrenskomponenten
2. Klärtechnische Berechnungen der Verfahrenskomponenten
3. Zeichnerische Darstellung in Verfahrensschemata und Lageplanskizzen

4. Bewertung der verschiedenen Möglichkeiten im Hinblick auf Vor- und Nachteile, insbesondere der nicht-monetären Aspekte, z. B. betrieblicher Risiken sowie zukünftiger Erweiterungsmöglichkeiten etc.
5. Überprüfung der technischen Machbarkeit
6. Wirtschaftlichkeitsuntersuchung einschl. Abschätzung der Investitionskosten, der Betriebskosten sowie der Jahreskosten
7. Bewertung und Diskussion der Ergebnisse

2 KURZBESCHREIBUNG DER BESTEHENDEN KLÄRANLAGE

2.1 Gesamtübersicht der Kläranlage

Das Zentralklärwerk Lage liegt nordwestlich der Stadt Lage und reinigt das Abwasser der Stadt Lage, einiger Ortsteile der Gemeinden Detmold, Oerlinghausen und Leopoldshöhe sowie die Fäkalien von ca. 335 Liegenschaften mit Kleinkläranlagen. Sie ist auf 125.000 EW ausgelegt, wobei die derzeitige Auslastung bei ca. 80.000 EW liegt. Der Vorfluter ist die östlich des Klärwerkes verlaufende Werre.

Das Zentralklärwerk Lage besteht aus einer mechanischen und biologischen Reinigungsstufe sowie einer Flockungsfiltration zur chemischen Phosphorelimination. Die mechanische Reinigungsstufe umfasst eine Rechenanlage, einen 2-straßigen Sand- und Fettfang sowie eine 2-straßige Vorklärung, von denen im Normalfall jeweils nur eine Straße, welche bereits um 50% verkleinert wurde, in Betrieb ist.

Das Belebungsbecken (siehe Abbildung 2) ist als 2-straßige vorgeschaltete Denitrifikation in 2 Kaskaden mit biologischer Phosphorelimination (biologische Vorstufe) ausgebildet. Es hat ein Gesamtvolumen von etwa 14.750 m³.



Abbildung 2: Belebungsbecken Zentralklärwerk Lage

Das Abwasser-Schlammgemisch fließt zwei runden Nachklärbecken zu, in welchen sich der Belebtschlamm sowie der Schlamm aus der Fällung absetzen. Über ein Rücklaufschlamm-pumpwerk wird der Rücklaufschlamm der

biologischen Vorstufe wieder zugeführt. Der Überschussschlamm wird über das Überschussschlammumpwerk zur Schlammbehandlung gepumpt.

Der Ablauf der Nachklärbecken fließt zur Flockungsfiltration (siehe Abbildung 3). Die Filtrationsanlage besteht aus insgesamt 7 BIOFOR-Filtern mit einer Oberfläche von je ca. 40 m². Das geklärte Abwasser wird mit 3 Rohwasserpumpen zunächst in das Koagulationsbecken gehoben, in dem die Flockungsmittel (Eisen(III)-Chlorid) bzw. ggf. Flockungshilfsmittel zudosiert werden. Über das Rohwassergerinne und die Filterzulaufschächte wird das Wasser den Filtern zugeleitet. Die Filter werden von unten nach oben durchflossen und haben eine Filterbetthöhe von 3,0 m (ohne Stüttschichten). Das Filtermaterial hat eine Korngröße von ca. 1,0 - 2,25 mm. Zusätzlich gibt es 2 Quarzkies-Stüttschichten mit einer Höhe von jeweils 0,1 m und einer Korngröße von 4 - 8 mm bzw. 8 - 16 mm. Das gefilterte Wasser fließt über die Klarwasserrinne dem Klarwasserbecken zu, von wo aus der Ablauf über den Mengenschacht zum Auslaufbauwerk (siehe Abbildung 4) fließt.



Abbildung 3: Flockungsfiltration Zentralkläwerk Lage (links)

Abbildung 4: Mengenschacht und Auslaufbauwerk Zentralkläwerk Lage (rechts)

Die Prozessluftgebläse, die zur Belüftung der Filter als biologische Flockungsfiler vorgesehen waren, sind seit ca. 7 Jahren nicht mehr in Betrieb, da die Stickstoff-Ablaufwerte ohne einen biologischen Filter eingehalten werden können.

Die Filter werden über 2 + 1 Spülwasserpumpen (siehe Abbildung 5) und 1 + 1 Spülgebläse rückgespült. Die Spülwasserpumpen ziehen das Spülwasser aus dem Klarwasserbecken, welches mit dem Ablauf der Filter beschickt wird. Das

Spülabwasser gelangt in das Spülabwasserbecken, von wo es über 1 + 1 Spülabwasserpumpen zur Vorklärung gepumpt wird.



Abbildung 5: FHM-Dosierstation Flockungsfiltration Zentralklärwerk Lage (links)

Abbildung 6: Filtergalerie Flockungsfiltration Zentralklärwerk Lage (links)

Die Dosierstationen für Fäll- und Flockungshilfsmittel befinden sich im westlichen Teil des Filtergebäudes. Von hier aus wird das Fällmittel in die Filtration und zur Simultanfällung (Zu- bzw. Ablauf der Belebungsbecken) dosiert.

Die Schlammbehandlung auf dem Zentralklärwerk Lage besteht aus einer maschinellen Überschussschlammeindickung, 2 Faulbehältern zur anaeroben Schlammstabilisierung, 2 Nacheindickern (vormals 1 Nacheindicker) sowie einer maschinellen Schlamm entwässerung, bestehend aus 2 Zentrifugen. Die Entsorgung des entwässerten Schlammes erfolgt zur Kompostierung, in die Landwirtschaft oder zur Verbrennung. Das Trübwasser aus der Schlammbehandlung wird in einem Schlammwasserspeicher zwischengespeichert und von dort kontrolliert in die biologische Vorstufe eingeleitet.

3 STAND DER FORSCHUNG ZUM THEMA SPURENSTOFFE IM ABWASSER UND TRINKWASSER

3.1 Allgemeines

Bislang konnten 150 verschiedene Arzneimittelwirkstoffe teilweise in Konzentrationen oberhalb ökotoxikologischer Wirkschwellen in deutschen Oberflächengewässern Umwelt nachgewiesen werden (BERGMANN ET AL. 2011). Weitere relevante Klassen an Spurenstoffen sind Industrie- und Haushaltschemikalien, Körperpflegemittel, Pestizide u. a. In Bezug auf das Vorkommen organischer Spurenstoffe in der aquatischen Umwelt existieren zahlreiche Studien und Übersichten (vgl. LANUV 2007, SCHULTE-OEHLMANN ET AL. 2007, MUNLV 2004, BLAC 2003, HEBERER 2002, TERNES UND HIRSCH 2000). Eine exemplarische und orientierende Zusammenstellung über die Spannweite gemessener Arzneimittelkonzentrationen in der aquatischen Umwelt ist in Abbildung 7 für Diclofenac (Analgetikum), Clarithromycin (Antibiotikum), Carbamazepin (Antiepileptikum) und Iopamidol (Röntgenkontrastmittel) dargestellt.

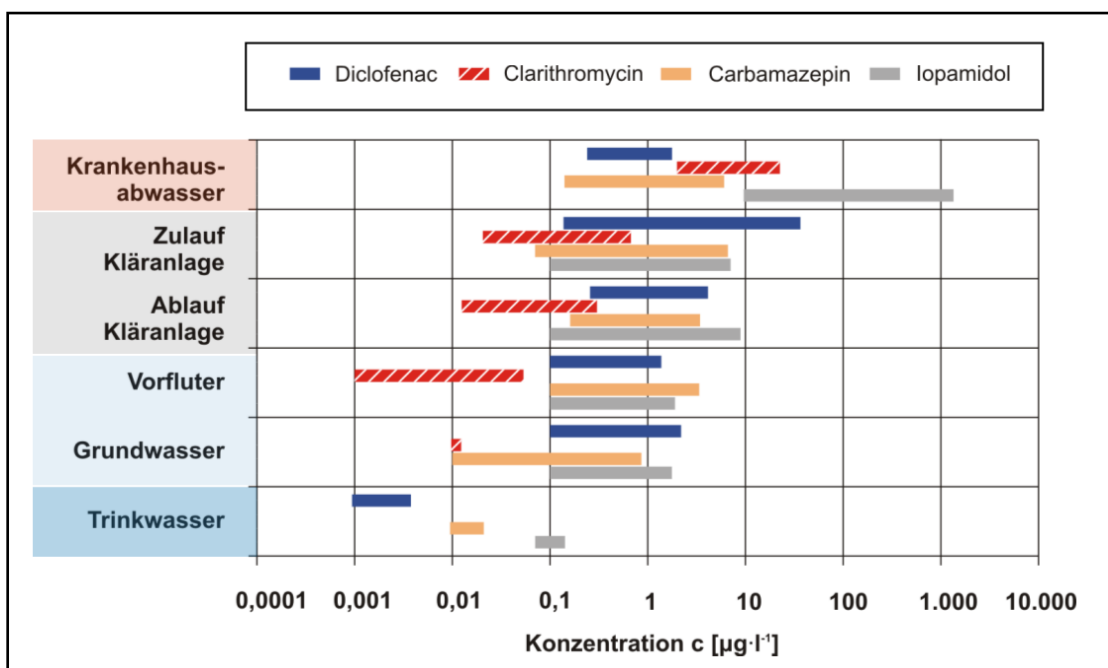


Abbildung 7: Konzentrationen ausgewählter Mikroverunreinigungen (BEIER 2010)

Im Anhang X der EU-Wasserrahmenrichtlinie sind eine Reihe von Substanzen aufgeführt, die als resistent, bioakkumulierend oder toxisch einzustufen sind. Bisher liegen die in Oberflächengewässern nachgewiesenen Konzentrationen noch in einem Bereich, der keine akute Gefahr für den Menschen darstellt; eine

Beeinflussung von Gewässerorganismen, insbesondere durch Hormone, ist jedoch festzustellen.

Erreichbare Zielwerte zur Reduzierung des Eintrages in die Gewässer sind derzeit in der Diskussion. Die Kläranlagen stellen neben Industrie und Landwirtschaft einen bedeutenden Emittenten für Mikroverunreinigungen in die aquatische Umwelt dar und sind deshalb im Fokus für Reduzierungsmaßnahmen.

Abbildung 8 zeigt die mittleren Eliminationsgraden konventioneller Kläranlagen sowie die minimalen und maximalen Eliminationsgrade mechanisch-biologischer Kläranlagen verschiedener Literaturangaben. Es lässt sich eine große Bandbreite der stoffspezifischen Elimination erkennen, wobei ein Großteil der aufgeführten Substanzen zu weniger als 80 Prozent aus dem Abwasser entfernt werden kann.

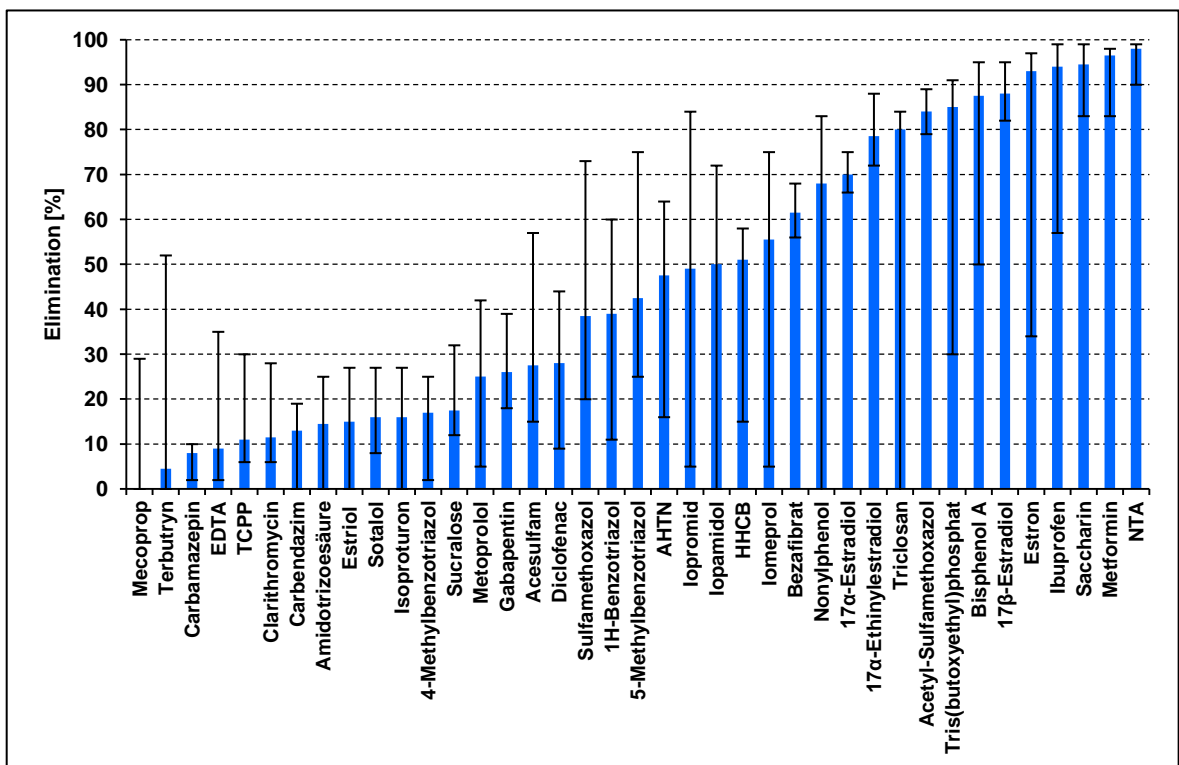


Abbildung 8: Eliminationsgrade mechanisch-biologischer Kläranlagen (nach ARGE 2014; MARGOT ET AL. 2013 SACHER ET AL. 2014; MIÈGE ET AL. 2009; JELIC ET AL. 2010; KÖCK-SCHULMEYER ET AL. 2012)

Aus Gründen des vorbeugenden Gesundheits- und Umweltschutzes ist es geboten, den Eintrag von Mikroverunreinigungen in die Umwelt zu begrenzen. Hierzu ist es notwendig, Maßnahmen zur Eintragsbegrenzung zu identifizieren, die technisch bzw. organisatorisch praktikabel und wirtschaftlich sind.

Bisherige Forschungsergebnisse zeigen, dass eine quantitative Elimination von Mikroverunreinigungen in vollbiologischen Kläranlagen mittels einer Ozonbehandlung oder einer Aktivkohleadsorption in Verbindung mit einer Filtration erzielt werden kann. Abbildung 9 zeigt den jeweiligen stoffspezifischen Eliminationsgrad der Ozonung und den der Aktivkohleadsorption. Nachfolgend werden die grundlegenden Zusammenhänge für diese Verfahren erklärt.

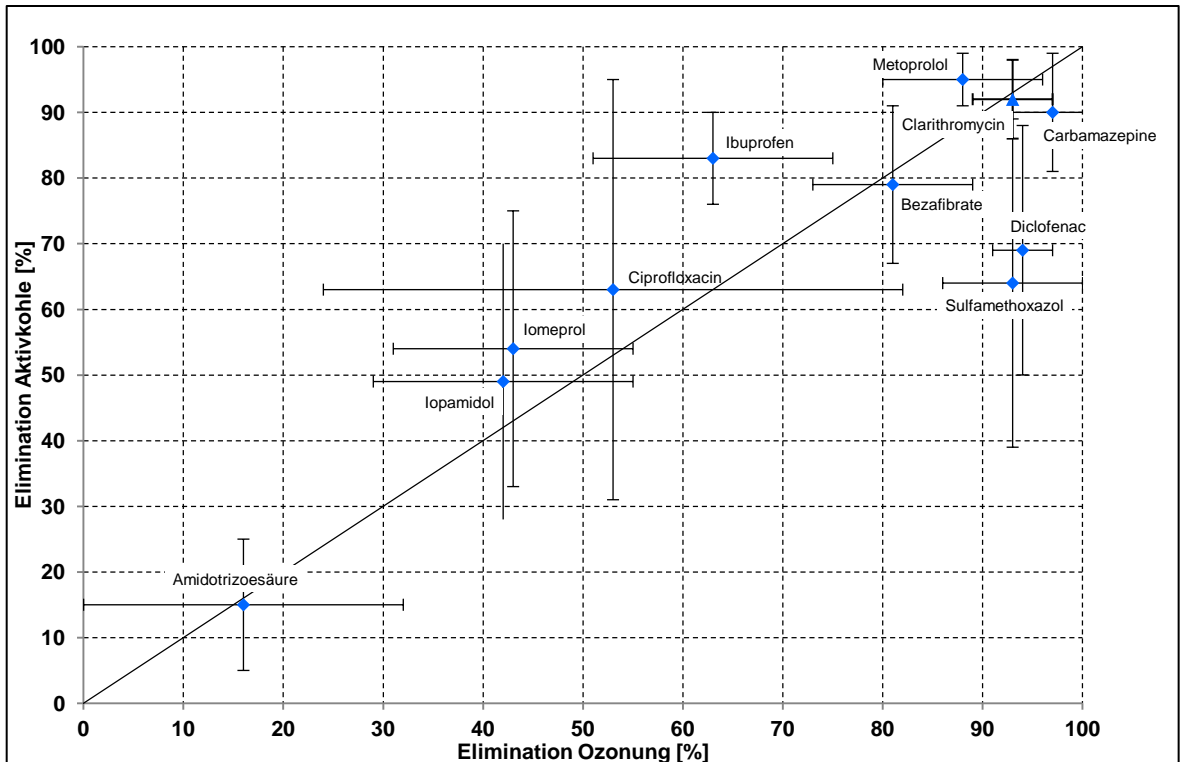


Abbildung 9: Vergleich der Elimination der Ozonung (0,4 bis 1,8 gO₃/gDOC) und Aktivkohleadsorption (10 bis 20 mgPAK/L) von Spurenstoffen aus mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser (cDOC = 4,9 mgDOC/L) (verändert nach MARGOT ET AL. 2013)

3.2 Physikalisch-chemische Stoffeigenschaften

Um die Verteilung und das Verhalten von Mikroverunreinigungen in der Umwelt und im Abwasserreinigungsprozess zu charakterisieren, sind insbesondere die physikalisch-chemischen Stoffeigenschaften heranzuziehen. Hierzu zählen nach PINNEKAMP UND KROISS (2009) z. B. die Molekülstruktur, Polarität/Hydrophobie, Sorptionsfähigkeit, Abbaubarkeit/Transformation bzw. Persistenz und Flüchtigkeit.

Mikroverunreinigungen verfügen über unterschiedlichste Molekulargewichte, -strukturen und funktionelle Gruppen, wodurch sie teilweise schwer biologisch abbaubar sind und eine hohe Persistenz in der Umwelt aufweisen. In der

wässrigen Phase liegen z. B. Arzneimittel in ionisierter und nicht-ionisierter Form vor. Dies hat einen unmittelbaren Einfluss auf die chemisch-physikalische Reaktivität, Sorptionsfähigkeit und Bioverfügbarkeit eines Arzneimittelwirkstoffes.

Die Polarität kennzeichnet die Elektronenverteilung innerhalb einer Verbindung. Unpolare Verbindungen verfügen über eine nahezu gleichmäßige Elektronenaufteilung. Polare Verbindungen weisen aufgrund einer ungleichmäßigen Elektronenverteilung unterschiedliche Ladungsschwerpunkte auf, wodurch sogenannte Teil- oder Partialladungen ausgebildet werden. Das Wasser ist die bekannteste polare Verbindung. Polare Stoffe sind durch eine gute Wasserlöslichkeit gekennzeichnet.

Hydrophobie beschreibt die Eigenschaft von Molekülen oder Molekülgruppen, bevorzugt Wechselwirkungen mit anderen hydrophoben Gruppen einzugehen. Diese Stoffe bedingen keine ausgeprägten Wechselwirkungen mit polaren Gruppen oder Molekülen und sind daher schlecht wasserlöslich. Als Maß für die Hydrophobie kann der Oktanol-Wasser-Verteilungskoeffizient K_{OW} (engl. P_{OW}) [-] herangezogen werden. Der K_{OW} ist der Quotient der Gleichgewichtskonzentrationen einer Chemikalie in einem Zweiphasensystem aus n-Oktanol und Wasser (SCHWARZENBACH ET AL. 2003).

Die Sorptionsfähigkeit/Sorption kennzeichnet die chemische oder physikalische Bindung von Substanzen an Feststoffe. Dabei sind die spezifischen Stoffeigenschaften, wie z. B. das Molekulargewicht, die Molekülstruktur, funktionelle Gruppen im Molekül und die daraus resultierende Polarität sowie die Wasserlöslichkeit, herauszustellen, da diese über die Verteilung einer Substanz zwischen der flüssigen und der festen Phase entscheiden. Ebenso bedeutsam sind die Eigenschaften der festen Phase, wie z. B. belebter Schlamm oder Aktivkohle. Bei der Sorption werden zwei Sorptionsmechanismen, die Absorption und die Adsorption, differenziert. Die Absorption beschreibt das Eindringen von Molekülen in eine dreidimensionale Matrix (SCHWARZENBACH ET AL. 2003). Bei der Absorption kommt es zu hydrophoben Wechselwirkungen zwischen unpolaren Molekülen bzw. Gruppen innerhalb eines Moleküls und dem organischen Anteil innerhalb der festen Phase. Für die Absorption von Substanzen gilt grundsätzlich, je unpolarer eine Verbindung, desto besser ist die Absorption. Die Bindung von Molekülen an eine zweidimensionale Oberfläche wird als Adsorption bezeichnet (SCHWARZENBACH ET AL. 2003). Für die Adsorption sind elektrostatische Wechselwirkungen von positiv geladenen Gruppen innerhalb eines Moleküls und negativ geladenen Oberflächen der Biomasse bzw. Aktivkohle ursächlich.

Unter Abbau oder Umbau einer Substanz wird die strukturelle Veränderung von Chemikalien durch verschiedene Transformationsprozesse verstanden. Grundsätzlich lassen sich abiotische und biotische Transformationsprozesse differenzieren (FENT 2007). Bei den abiotischen Transformationsprozessen erfolgt der Ab- bzw. Umbau von Chemikalien mittels chemischer Reaktionen, wie z. B. Hydrolyse oder Redoxreaktionen, sowie physikalischer Reaktionen, wie z. B. Photolyse. Bei biotischen Transformationsprozessen sind Ab- und Umbau der Substanzen auf enzymatisch gesteuerte Reaktionen zurückzuführen. In der aquatischen Umwelt handelt es sich meist um mikrobielle Umwandlungsprozesse. In der Abwasserreinigung werden den abiotischen Prozessen im Vergleich zu den biotischen Prozessen eine eher untergeordnete Rolle zugeschrieben. Der biologische Abbau erfolgt im Wesentlichen durch bakterielle Enzyme im belebten Schlamm. Es gibt eine Reihe von Studien, welche die biologische Abbaubarkeit von Arzneimitteln und organischen Mikroverunreinigungen im Abwasserreinigungsprozess untersucht haben (vgl. WICK ET AL. 2009, JOSS ET AL. 2006).

3.3 Grundlagen der Aktivkohleadsorption

3.3.1 Grundbegriffe, Funktionsprinzip und Bemessungsparameter

Die Adsorption von Arzneimitteln an Aktivkohle stellt ein physikalisch-chemisches Trennverfahren dar, bei dem zu eliminierende Abwasserinhaltsstoffe (Adsorptiv) an der Oberfläche der Aktivkohle (Adsorbens) angelagert werden. Die Abgabe sorbierter Moleküle vom Adsorbens wird als Desorption bezeichnet. Die Effizienz der Adsorption wird durch die physikochemischen Eigenschaften des Adsorptivs und Adsorbens bestimmt (MARCUS 2005). Aktivkohle besteht aus Graphitkristallen und wird überwiegend aus kohlenstoffhaltigen Rohstoffen, wie z. B. Stein-, Holzkohle, Torf oder Nussschalen, hergestellt. Durch den Prozess der Aktivierung werden flüchtige Rohstoffkomponenten abgebaut und es entstehen zahlreiche Poren, Risse und Spalten, welche die Oberfläche der Aktivkohle vergrößern. Die Aktivierung erfolgt entweder chemisch durch Einsatz dehydratisierend wirkender Mittel, wie z. B. Zinkchlorid, oder in der Wasseraufbereitung, vorwiegend unter Einbeziehung von Wasserdampf im Temperaturbereich von 800 bis 1.000 °C (EILERS 2001, BRENDEL 1997). Aktivkohle wird durch ein ausgeprägtes inneres Porensystem gekennzeichnet, dessen struktureller Aufbau die Abbildung 10 verdeutlicht. Die Aufnahmekapazität einer Aktivkohle wird insbesondere durch die kleinen Mikroporen bestimmt, da diese den Hauptteil der inneren Oberfläche bilden. In Abhängigkeit des Aktivierungsgrades werden Kohlen in niedrig (500 bis 800 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$), mittel (800 bis 1.200 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) und hoch aktivierte Bereiche (1.200 bis 1.500 $\text{m}^2 \cdot \text{g}^{-1}$) gruppiert.

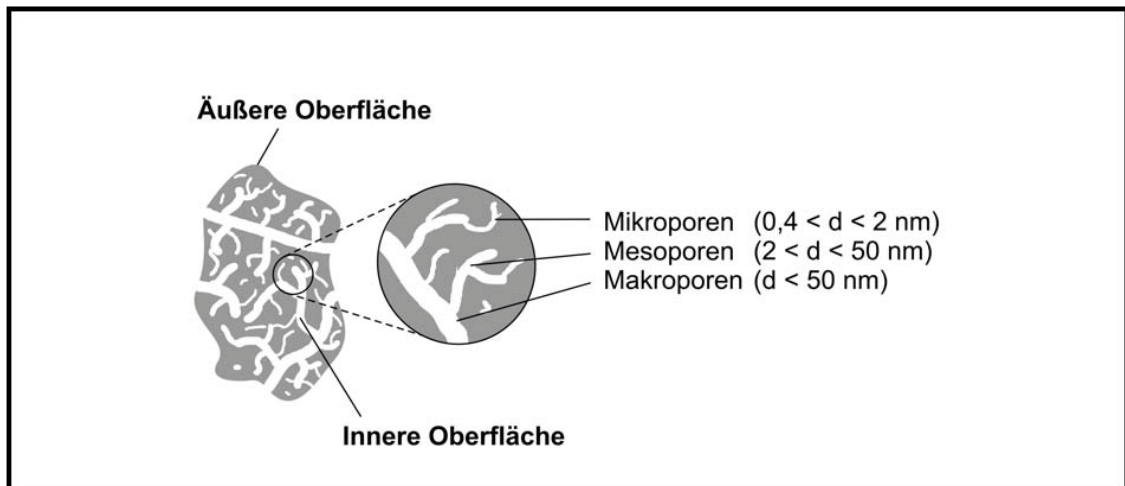


Abbildung 10: Aktivkohlestruktur (BRENDDEL 1997, verändert nach MARCUS 2005)

Zudem kann Aktivkohle hinsichtlich ihres äußeren Erscheinungsbildes wie nachstehend aufgeführt gruppiert werden:

- Pulveraktivkohle (PAC), engl.: powdered activated carbon: Körnung $< 0,045 \text{ mm}$
- Kornkohle und Granulierte Aktivkohle (GAC), engl.: granulated activated carbon: Körnung zwischen $0,5$ und 4 mm sowie
- zylindrisch geformter Aktivkohle (Formkohle und Pellets): Größenbereich zwischen $0,4$ bis 4 mm (EILERS 2001).

Das Funktionsprinzip der Aktivkohleadsorption basiert auf elektrostatischen Wechselwirkungen (van-der-Waals- und Coulombkräfte) zwischen den Adsorbatmolekülen und den Adsorbensatomen. Dipollose Moleküle, wie z. B. Benzol, werden an Aktivkohle adsorbiert, indem Dispersionskräfte entstehen, die aufgrund der zeitlich unbeständigen Ladungsverteilung im Adsorptivmolekül temporäre Dipole hervorgerufen und auch auf Nachbarmoleküle übergreifen können. Elektrostatische Wechselwirkungen bewirken im Vergleich zu Dispersionskräften eine stärkere Anziehung von Adsorptiven an der Aktivkohleoberfläche (MARCUS 2005, HAUER 2002). In der Abwasserreinigung werden sowohl Pulverkohlen als auch Kornkohlen eingesetzt. Die Bemessung technischer Aktivkohleapplikationen erfolgt auf Grundlage der zu behandelnden Abwassermatrix und des gewünschten Reinigungszieles. Mit der Dosierung von Pulverkohle in den Ablauf der Nachklärung und einer Errichtung von Aktivkohlefiltern mit granulierter Aktivkohle zur Ablaufbehandlung von Kläranlagen, stehen zwei grundsätzlich unterschiedliche verfahrenstechnische

Ansätze zur Verfügung. Während Pulveraktivkohle in mg je Liter dem Abwasserstrom zudosiert wird, erfolgt die Bemessung von Aktivkohlefiltern auf Basis von Filterfläche, -volumen und Filtergeschwindigkeit.

Um die Resultate verschiedener Aktivkohlefilter miteinander zu vergleichen, werden folgende Parameter herangezogen (MARCUS 2005):

- Spezifischer Durchbruch c/c_0 [-]: Quotient aus Ablauf- und Zulaufkonzentration,
- durchgesetzte Bettvolumina BVT [-], abgeleitet aus dem engl.: Bed Volume Treated: Quotient aus durchgesetztem Wasservolumen und Filtervolumen sowie der
- spezifische Durchsatz $V_{sp.}$ [$m^3 \cdot kg^{-1}$]: Quotient aus durchgesetztem Wasservolumen und der eingewogenen Kohlemenge.

Dem praktischen Einsatz einer Aktivkohle gehen im Allgemeinen Laboruntersuchungen zur Feststellung der Adsorptionskapazität des Adsorbens voraus, die aber auch parallel zu weiteren Planungsschritten durchgeführt werden können.

3.3.2 Charakterisierung des Adsorptionsverhaltens

Das Adsorptionsverhalten kann durch Adsorptionsisotherme und auf Grundlage kinetischer Modelle beschrieben werden. Adsorptionsisotherme stellen eine Korrelation zwischen der Konzentration des Adsorptivs und der Beladung des Adsorbens im Gleichgewichtszustand dar. Für die Beschreibung des Adsorptionsgleichgewichtes stehen dabei verschiedene empirische und semiempirische Modelle zur Verfügung. Diese unterscheiden sich hinsichtlich der Anwendbarkeit und werden auf Ein-, Mehr- oder Vielstoffgemische bezogen (EILERS 2001). Zudem variieren die Modelle in der Parameteranzahl, die den Erkenntnissen aus Adsorptionsisothermen angepasst werden müssen (ELTNER 1998).

Adsorptionsgleichgewichte kennzeichnen die statische Beladungskapazität eines Adsorbens. Um Aktivkohleadsorber zu dimensionieren, sind zusätzlich Kenntnisse über die Adsorptionskinetik notwendig. Diese betrachten den zeitlichen Verlauf des Adsorptionsvorgangs, dem nach SONTHEIMER ET AL. (1985) folgende Transportprozesse zu Grunde liegen:

1. Transport des Adsorptiv-Moleküls durch die das Adsorbens umgebende wässrige Lösung an den Kornrand (bei Anströmung Konvektion bzw. in freier Lösung Diffusion),
2. Filmdiffusion (vgl. Abbildung 11, Nr. 1): Transport durch den das Adsorbenskorn umgebenden laminaren Grenzfilm,
3. Porendiffusion (vgl. Abbildung 11, Nr. 2): Transport des Adsorptiv-Moleküls innerhalb der Pore (Diffusion in der Porenflüssigkeit und/oder in adsorbiertem Zustand entlang der Oberfläche) sowie
4. Oberflächendiffusion (vgl. Abbildung 11, Nr. 3): Adsorption des Adsorptiv-Moleküls an der freien Oberfläche des Adsorbens (am aktiven Zentrum).

Die Dicke der Grenzschicht δ ist ~~von~~ von der Geometrie des Adsorbens abhängig. Eine weitere Einflussgröße der Filmdiffusion stellt die Turbulenz im wässrigen Medium dar. Bei der Porendiffusion ist der Konzentrationsgradient entlang der Makroporen die treibende Kraft. Weisen Substanzen eine hohe Affinität zur Aktivkohleoberfläche auf, erfolgt die Diffusion an der Oberfläche langsam und führt zu einer hohen Adsorption (BOLLER 2007).

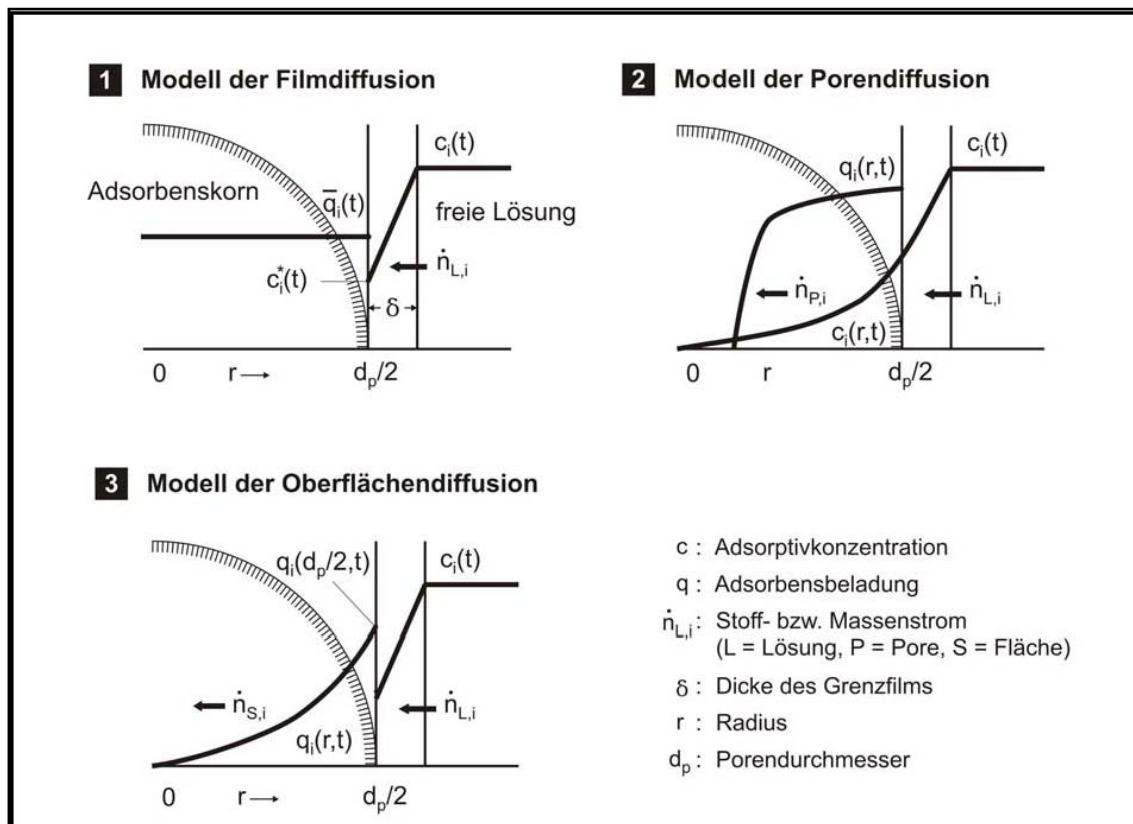


Abbildung 11: Transportmechanismen bei der Aktivkohleadsorption (SONTHEIMER 1985)

Zusammenfassend wird festgestellt, dass die Eigenschaften der Aktivkohle, wie z. B. die Porenverteilung in Verbindung mit den Substanzeigenschaften und dem Konzentrationsgradienten, den Adsorptionsvorgang maßgeblich beeinflussen. Weitere Einflussgrößen auf die Aktivkohleadsorption stellen z. B. Temperatur, pH-Wert, Molekularstruktur und -gewicht, Ionisation und Polarität dar (PÖPEL ET AL. 1988). Es gilt: Je höher die Temperatur, desto rascher die Adsorptionsgeschwindigkeit bzw. je kleiner die Temperatur, desto höher die Adsorptionskapazität. Mit steigendem pH-Wert adsorbieren bevorzugt Basen. In Aktivkohlefiltern nimmt die Konzentration des Adsorptivs in Fließrichtung ab. Mit zunehmender Filterbetthöhe stellen sich Beladungs- und Konzentrationsprofile ein (vgl. Abbildung 10), die sich mit der Filterlaufzeit entwickeln. Liegt am Ablauf des Filters ein Gleichgewicht zwischen der Adsorptivbeladung und der Zulaufkonzentration vor, beginnt die Substanz den Filter zu durchbrechen.

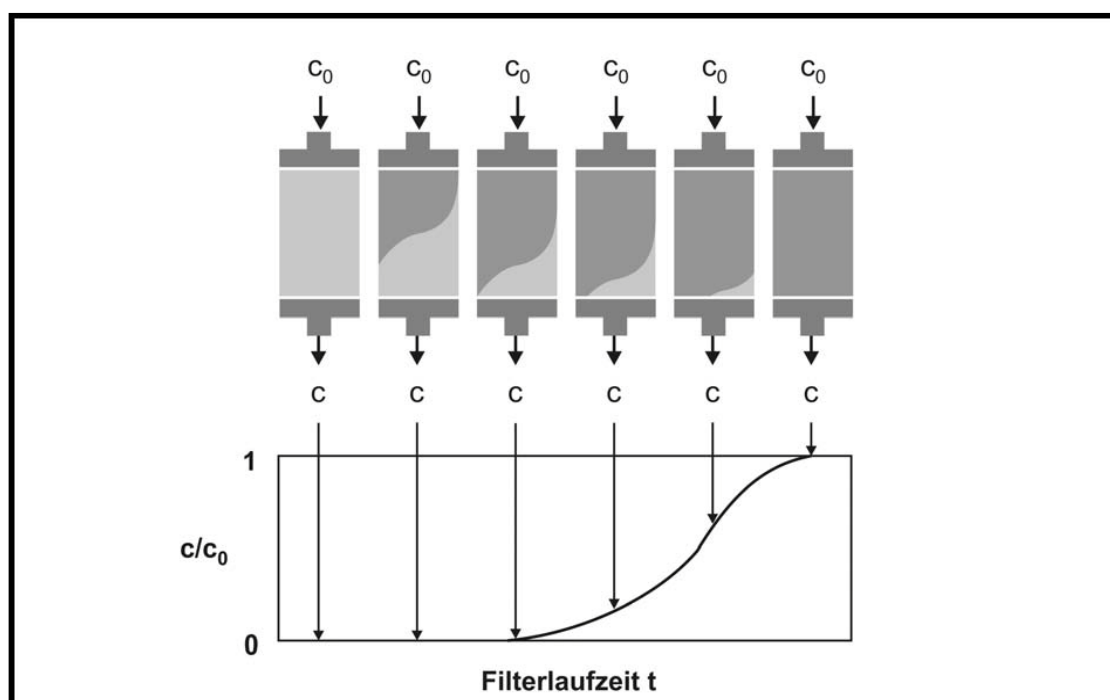


Abbildung 12: Beladungsprofil Aktivkohlefilter (SONTHEIMER 1985, verändert)

Die Beladung des Adsorbens mit dem Adsorptiv entspricht der Fläche, die zwischen der Durchbruchkurve und der Funktion c/c_0 eingeschlossen wird. Da Abwasser ein Vielstoffgemisch ist, konkurrieren zahlreiche Adsorptive um freie aktive Zentren der Aktivkohle. Diese Konkurrenzadsorption ist sehr stark bei organischen Mikroverunreinigungen, wie z. B. Arzneimitteln und natürlichen Wasserinhaltsstoffen, zu denen z. B. Huminstoffe zählen, ausgeprägt. Huminstoffe tragen zum Rückgang der Sorptionskapazität für organische Mikroverunreinigungen bei, da sich diese aufgrund ihrer Größe äußerst schwer

aus den Poren der Aktivkohle verdrängen lassen (MARCUS 2005, LI ET AL. 2003).

3.4 Grundlagen der Behandlung mit Ozon

3.4.1 Grundbegriffe und Funktionsprinzip

Das Funktionsprinzip der Ozonung basiert auf einer starken Oxidation der im Wasser enthaltenen Substanzen mit Ozon. Gasförmiges Ozon wird mittels elektrischer Entladung aus Sauerstoffmolekülen erzeugt. Der Ozonzerfall ist von verschiedenen Parametern, wie z. B. pH-Wert, Alkalinität, Temperatur und Konzentration verschiedenster Abwasserinhaltsstoffe, abhängig. Ozon reagiert direkt und schnell mit diversen organischen und anorganischen Verbindungen, vorzugsweise bei hohem pH-Wert. Die Reaktionsgeschwindigkeit wird dabei durch die Ozon- und Stoffkonzentrationen der im Abwasser enthaltenen Verbindungen und deren stoffspezifischen Geschwindigkeitskonstanten bestimmt.

Eine zusätzliche $\text{OH}\cdot$ -Radikalbildung kann auf drei verschiedenen Reaktionen basieren. Den Ausgangspunkt bilden Hydroxidionen (OH^-), die den Ozonzerfall initiieren und eine Kettenreaktion bewirken (VON GUNTEN 2003). Dabei werden zunächst reaktive Radikale gebildet, die als Ozonid-Radikalanion zerfallen und ein $\text{OH}\cdot$ -Radikal und ein Hydroxidion bilden (SCHUMACHER 2006). Das $\text{OH}\cdot$ -Radikal reagiert mit Ozon und führt zum Ausgangspunkt der Radikalkette zurück. Die zweite relevante $\text{OH}\cdot$ -Radikalquelle bilden elektronenreiche Verbindungen, aus denen in Reaktion mit Ozon direkt $\text{OH}\cdot$ -Radikale hervorgehen (NÖTHE 2009). Als dritte $\text{OH}\cdot$ -Quelle kann H_2O_2 dienen, das häufig als Reaktionsprodukt der direkten Ozonreaktion vorliegt. $\text{OH}\cdot$ -Radikale können jedoch auch durch anorganischen Kohlenstoff, wie z. B. Carbonat (CO_3^{2-}), verbraucht werden und mit organischen Wasserinhaltsstoffen in Konkurrenz treten (SCHUMACHER 2006).

Das wichtigste Nebenprodukt der Ozonung ist Bromat. Die Bromatbildung kann bei der Anwendung der Ozonung limitierend sein, da Bromat als potenziell kanzerogen eingestuft ist und als derzeit einzige Transformation einer gesetzlichen Regulierung unterliegt. Gemäß TRINKWV (2001) gilt für Trinkwasser ein Bromatgrenzwert von $10 \mu\text{g/L}$. Nach HUTCHINSON ET AL. (1997) beträgt der PNEC-Wert für Bromat 3mg/L , somit kann Bromat für Wasserlebewesen als zunächst nicht relevant beurteilt werden. Die Bromatbildung hängt von verschiedenen Faktoren ab. Dazu gehören u.a. die Bromid-Ausgangskonzentration, die Ozon- und Hydroxyl-Radikal-Exposition sowie Ammoniumkonzentration und der pH-Wert. Besonders in Wässern mit

hoher Bromidkonzentration über 100 µg/L wird die Anwendung von Ozon in der Trinkwasseraufbereitung als kritisch erachtet und es müssen verfahrenstechnische Maßnahmen zur Bromatkontrolle ergriffen werden (VON GUNTEN, 2003b). Bei den bisherigen Anwendungen der Ozonung zur Abwasserbehandlung wurden bei Ozonzugaben von < 1 g O₃/g DOC bisher keine erhöhten Bromatkonzentrationen ermittelt. (LEE UND VON GUNTEN, 2010, HOELLENDER, 2009, WERT, 2007)

Es sei darauf hingewiesen, dass bei der Ozonung die Abwasserinhaltsstoffe vorwiegend in unbekannte Oxidationsprodukte transformiert und nicht vollständig mineralisiert werden, wobei die Oxidationsprodukte im Vergleich zu Ausgangssubstanzen in der Regel weniger schädlich sind (ABEGGLEN ET AL. 2009). Allerdings sind diese Transformationsprodukte sowie ihre möglicherweise (gen)toxischen Wirkungen derzeit noch Gegenstand der Forschung. Neueste Ergebnisse mit insgesamt 13 untersuchten, wirkungsbasierten Testsystemen zeigen jedoch nur bei 2 Methoden negative Effekte nach einer Ozonung auf. Diese konnten aber mit einem anschließendem Sandfilter wieder auf das Ausgangsniveau im Ablauf der Nachklärung reduziert werden, sodass in Summe durch die Kombination einer Ozonung mit einer anschließenden Sandfiltration keine negativen Effekte mit den 13 untersuchten, wirkungsbasierten Testsystemen festgestellt werden konnten (ABEGGLEN ET AL. 2010). Auch eine aktuelle Untersuchung aus Nordrhein-Westfalen kommt zu dem Ergebnis, dass es durch die Ozonung in einzelnen Testsystemen zu einer leicht erhöhten Toxizität kommt. Eindeutige Rückschlüsse auf die ökologische Relevanz dieser leicht erhöhten Toxizität sind jedoch nicht möglich, da es durch die Ozonung auch zu einer verringerten endokrinen Aktivität kommt, die wiederum möglicherweise zu ökologischen Vorteilen führt. Mögliche Nachbehandlungsverfahren sollen bei diesem Vorhaben in einer zweiten Projektphase untersucht werden (NEUMANN ET AL. 2011).

Im Gegensatz zu ähnlichen Ozonanwendungen - mit Industrieabwasser oder Deponiesickerwasser - liegen derzeit keine Hinweise dafür vor, dass durch die Ozonung stabile Reaktionsprodukte in ökotoxikologisch relevanten Konzentrationen induziert werden. Einige Testsysteme deuten darauf hin, dass es aber zur Bildung von reaktiven Reaktionsprodukten kommt, die teilweise ökotoxikologisch relevante Effekte induzieren. Eine Korrelation der Toxizitätszunahme mit dem vorhandenen Mikroschadstoffspektrum und daraus gebildeten Transformationsprodukten konnte bisher nicht festgestellt werden. (KIENLE ET AL. (2011) MARGOT ET AL. (2013); ESCHER ET AL, 2009, ABEGGLEN ET AL., 2009)

3.4.2 Grundlagen der chemischen Oxidation

Die chemische Oxidation ist - wie der Begriff selbst veranschaulicht - ein Oxidationsverfahren, das mit Hilfe chemischer Oxidationsmittel arbeitet. Unter Oxidation versteht man ganz allgemein den Entzug von Elektronen aus einzelnen Teilchen wie z. B. aus Atomen, Ionen oder Molekülen. Die Umkehrung der Reaktion, d.h. die Aufnahme von Elektronen wird als Reduktion bezeichnet.

Der Oxidationsvorgang von Ozon mit organischen Substanzen basiert auf zwei sich überlagernden Reaktionstypen (siehe Abbildung 13).

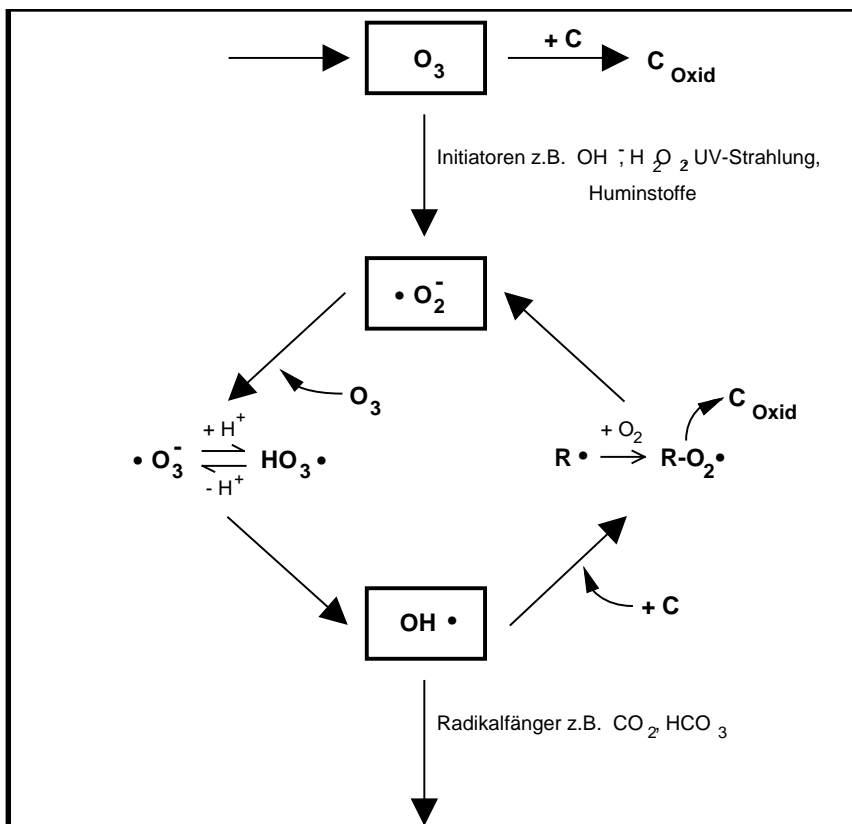


Abbildung 13: Reaktionsmechanismen

Die erste Reaktion ist die Reaktion des Ozonmoleküls mit den gelösten Substanzen. Diese direkte Reaktion ist äußerst selektiv, was an den steigenden Reaktionsgeschwindigkeiten des elektrophilen Ozons mit zunehmender Elektronendichte an der Doppelbindung und am aromatischen Ring oder entsprechend an den abnehmenden Reaktionsgeschwindigkeiten bei der Zunahme elektronenziehender Substituten zu erkennen ist. Die zweite Reaktion wird über OH-Radikale geführt, die beim Zerfall des Ozons entstehen. Diese OH-Radikale reagieren unselektiv in Millisekunden mit den Wasserinhaltsstoffen. Bei

niedrigen pH-Werten überwiegt die erste, direkte Reaktion, während bei hohen pH-Werten fast ausschließlich die alkalische Reaktion abläuft.

Durch "Initiatoren", wie OH^- , H_2O_2 , UV-Strahlen oder gewisse organische Verbindungen (z. B. die im Abwasser vorkommenden Huminstoffe), werden O_2^- / HO_2^- -Radikale gebildet; über Zwischenschritte entsteht das äußerst reaktive OH-Radikal. Die OH-Radikale reagieren mit den organischen Inhaltsstoffen (C), wobei Peroxylradikale entstehen, die ihrerseits O_2^- / HO_2^- -Radikale abspalten und den Kreis damit schließen. Hohe Konzentrationen an "Radikalfängern", wie z. B. Carbonate/Hydrogencarbonate (CO_3/HCO_3) oder Alkylverbindungen, wirken auch hier hemmend auf die Reaktionsgeschwindigkeit, da sie die Kettenreaktion durch Verbrauch von OH-Radikalen unterbrechen können.

Bevor die Reaktion des Ozons mit den Wasserinhaltsstoffen erfolgen kann, muss es in die Wasserphase eingebracht werden. Sobald das Ozon in der Flüssigphase gelöst ist, kann die eigentliche Oxidation der Schadstoffe erfolgen. Geringe Ozonkonzentrationen in der Gasphase und schlechte Absorptionseigenschaften erschweren den Ozoneintrag.

Gleiches gilt für die Temperatureinstellung, die auf der einen Seite bei höheren Temperaturen eine niedrigere Ozonlöslichkeit zur Folge hat, zum anderen aber auch den Ozonzerfall und damit die Bildung von reaktionsfreudigem atomarem Sauerstoff fördert.

3.4.3 Verfahrenstechnik und apparative Ausführung der Ozonierung

Die chemische Oxidation ist in der Lage, oxidierbare Schadstoffe zu mineralisieren. Obwohl prinzipiell Ammoniak, Ammonium und Nitrit durch Ozon oxidierbar sind, ist diese Anwendung in der Abwasseraufbereitung nicht zu nutzen, da einerseits bei pH-Werten < 7 keine Ammoniumoxidation mehr stattfindet und darüber hinaus durch die Oxidation Nitrat entsteht, das im Ablauf ebenso unerwünscht ist.

Damit bleibt die Aufgabe der chemischen Oxidation in der Abwasserreinigung der Abbau von organischen Verbindungen und der Reduktion von Spurenstoffen. In der Trinkwasseraufbereitung kann Ozon zur Desinfektion, zur Entfärbung von huminstoffhaltigen Wässern und zur Zerstörung von Geruchs- und Geschmacksstoffen eingesetzt werden.

Da durch die Behandlung mit chemischen Oxidationsmitteln aus langkettigen, schwer abbaubaren Stoffen kurzkettige und leicht abbaubare Stoffe entstehen, bevor sie durch weitere Oxidationsmittelzugabe vollständig mineralisiert werden,

kann es je nach Wasser sinnvoll sein, eine Aktivkohle-Adsorption nachzuschalten.

Eine mögliche Verfahrensvariante arbeitet mit dem Teilstrom-Injektor-Prinzip, welches in Abbildung 14 dargestellt ist. Bei dem Ozonisierungsverfahren mit Kreislaufführung wird das aus reinem Sauerstoff erzeugte Ozon über einen Injektor (Wasserstrahlverdichter) in den Kreislaufstrom eingedüst und anschließend zusammen mit dem Roh-Abwasser in den Reaktor eingespeist. Zur besseren Löslichkeit des Ozons kann der Druck im Umlaufstrom angehoben werden.

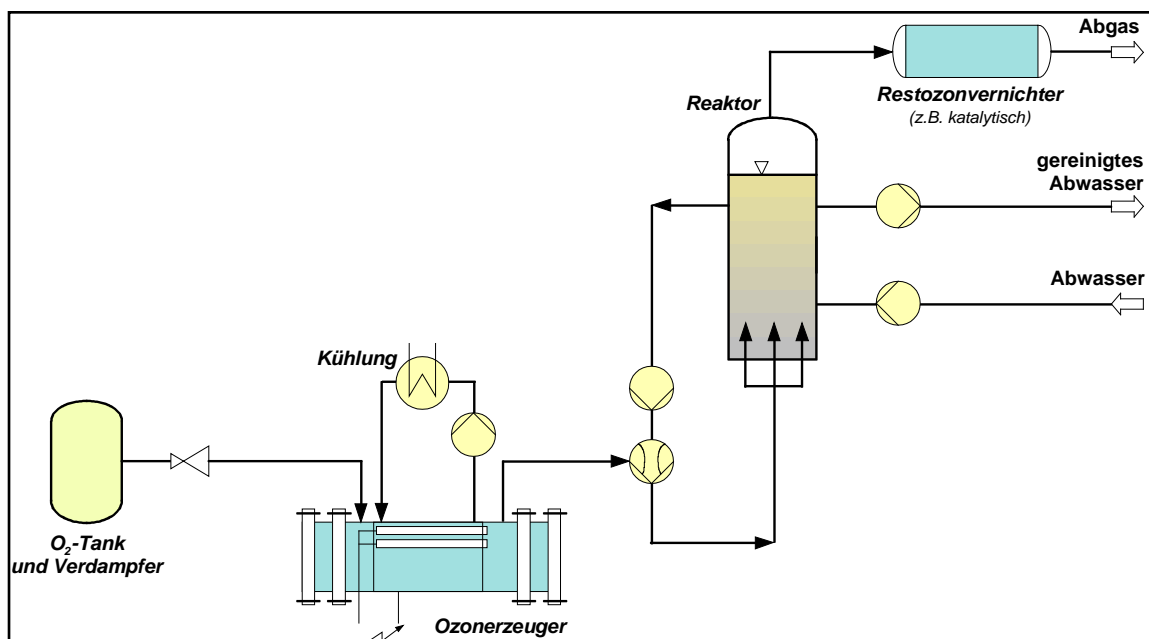


Abbildung 14: Ozonung mit Teilstrom-Injektor-Prinzip

Die Restozonumwandlung erfolgt über einen Metall-Mischoxid-Katalysator, bevor das Luftgemisch an die Umgebung abgegeben wird.

3.5 Grundlagen der AOP-Verfahren

Dieses Verfahren ist gemein, dass sie ihre starke Oxidationswirkung durch die Generierung von hochreaktiven OH-Radikalen erreichen. Solche Verfahren werden Advanced Oxidation Processes (AOPs) genannt. Im Bereich der kommunalen Abwasserbehandlung findet derzeit noch keine großtechnische Anwendung von AOPs statt. Es konnten daher nur Literaturdaten für Labor- und Pilotversuche herangezogen werden. Aufgrund der technischen Ausführung und der Kostenstruktur ist derzeit davon auszugehen, dass die AOP-Behandlung in der Regel nicht zur Behandlung kommunaler Abwässer eingesetzt werden wird.

Die gängigsten AOPs sind:

- UV-Bestrahlung im kurzwelligen Spektralbereich (< 200 nm)
- Zugabe von Wasserstoffperoxid + UV-Bestrahlung
- Ozonung + UV-Bestrahlung
- Ozonung + Zugabe von Wasserstoffperoxid
- Zugabe von Titandioxid + UV-Bestrahlung

Industriell wird die UV-Bestrahlung in Kombination mit Wasserstoffperoxid z. B. in der Pharmaindustrie eingesetzt. Hier werden durch hohe Pharmakonzentrationen im Abwasser hohe Leistungseinträge benötigt. So werden etwa 10 - 20 kWh/m³ benötigt, um ein Abwasser mit 30 - 50 mg 17-β-Ethinylestradiol/l und 2.000 - 3.000 mg CSB /l zu inaktivieren. Aufgrund des hohen Leistungseintrags schwanken die spezifischen Betriebskosten in der Pharmaindustrie zwischen 2,40 - 15 €/m³. Eine Umrechnung auf Kläranlagenwerte mit 0,23 µg 17-β-Ethinylestradiol/l und 10 - 30 mg CSB /l ergibt allerdings einen deutlich erniedrigten Leistungseintrag von 0,2 - 0,4 kWh/m³ (WURSTER, 2007)

Bei der Kombination einer Ozonung mit einer UV-Bestrahlung wird im Wesentlichen der Zerfall des Ozons in Hydroxylradikale verstärkt. Hieraus ergeben sich Vorteile, welche die erforderliche Reaktionsdauer sowie die Selektivität betreffen. Weiterhin ist bei UV-basierten AOP-Verfahren die Bromatbildung geringer. (PETER, 2008)

Durch die Zugabe von Wasserstoffperoxid wird der Ozonzerfall in Hydroxylradikale beschleunigt. Diese Technik wurde großtechnisch für kommunales Abwasser noch nicht umgesetzt. In wenigen Studien fanden aber Pilotuntersuchungen statt. TERNES ET AL. (2003) stellten im Rahmen von Pilotversuchen durch eine Zugabe von Wasserstoffperoxid zu einer Ozonung eines kommunalen Kläranlagenablaufs erhöhte Eliminationsraten der Röntgenkontrastmittel gegenüber der alleinigen Ozonung fest. Auch während der PILOTOX-Studie konnte durch den Einsatz von Wasserstoffperoxid der Umsatz von mit Ozon nur unzureichend umsetzbarer Stoffe (z. B. Röntgenkontrastmittel) verbessert werden (BAHR ET AL., 2007). LESTER ET AL. (2010) stellten ebenfalls einen verstärkten Abbau von Pharmaka fest, wenn bei einer Ozonung Wasserstoffperoxid hinzugegeben wurde. Zudem stellten sie fest, dass die Kombination aus einer Ozonung mit der Zugabe von Wasserstoffperoxid energetisch günstiger als die Behandlung von Wässern mit einer UV-Bestrahlung, einer UV-Bestrahlung mit einer Ozonung, einer UV-Bestrahlung mit

der Zugabe von Wasserstoffperoxid oder einer Ozonung verläuft. Zu einem ähnlichen Ergebnis kommen RIED ET AL. (2010), die für den erfolgreichen Einsatz einer Ozonung mit der Zugabe von Wasserstoffperoxid eine für die UV-Reaktoren und die Ozonherstellung (inkl. Sauerstoffproduktion) einzusetzende Energie von unter 200 W/m^3 angeben. Diese Energie wird benötigt, um eine Reduktion organischer Spurenstoffe von mindestens 80 % zu erzielen.

3.6 Biologisch aktivierte Aktivkohlefiltration

Die Kombination aus bspw. Ozonung und anschließender Aktivkohlefiltration wird als biologisch aktivierte Aktivkohlefiltration (BAK) bezeichnet. Durch die Ozonung liegt im Zulauf der Filtrationsstufe ein erhöhter Sauerstoffgehalt vor, so dass in Verbindung mit dem sich ausbildenden Biofilm in der GAK-Schüttung biologische Prozesse möglich sind. Zudem führt das Aufspalten großer Moleküle durch die Ozonung zur verbesserten Ausnutzung der Adsorptionskapazität der Aktivkohle. (DAGOSTINO ET AL., 1991; SCHOLZ UND MARTIN, 1997, TAKEUCHI ET AL., 1997; SIMPSON, 2008)

In Bezug auf die Kombination von Ozonung und Aktivkohlefiltration im Rahmen der Abwasserbehandlung bzw. Abwasserwiederverwendung liegen erste Untersuchungen aus Nordamerika und Australien vor (SIMPSON, 2008; REUNGOAT ET AL., 2010, 2011). REUNGOAT ET AL. (2010, 2011) untersuchten die weitergehende Behandlung von mechanisch-biologisch gereinigtem Abwasser anhand von Pilotuntersuchungen am Standort einer Wasserrückgewinnungsanlage zur öffentlichen Brauchwasserversorgung. Die Beschickung der Pilotanlage erfolgte im Bypass mit dem Ablauf der Flotationsstufe und dem Ablauf der Hauptozonung der großtechnischen Wasserrückgewinnungsanlage, so dass der Zulauf der Versuchsanlage bereits großtechnisch vorbehandelt wurde. Die Filtration über Aktivkohle des ozonierten Wassers (EBCT = 18 min) führte dazu, dass Substanzen, dessen Mediankonzentrationen zehnfach höher waren als ihre BG (z. B. Iopromid, Oxazepam und Metoprolol), um über 90 % aus dem Wasser entfernt wurden. Aufgrund des deutlich höheren Vorbehandlungsgrades der untersuchten Abwässer bei REUNGOAT ET AL. (2010, 2011) ist ein Vergleich zu konventionell mechanisch-biologisch behandeltem Abwasser auf Basis der vorliegenden Untersuchungen nur bedingt möglich. Dennoch lässt sich ein Potential der kombinierten Behandlung erkennen. Im Zuge der hier beantragten Untersuchungen soll der Nachweis der Leistungsfähigkeit dieser Verfahrenskombination im Langzeitbetrieb unter realen Betriebsbedingungen erbracht werden. Des Weiteren sollen mögliche Optimierungspotentiale (Verringerung der Ozonzehrung und der EBCT) aufgezeigt werden.

3.7 Aktuelle Projekte bzw. Forschungsvorhaben

3.7.1 Überblick Aktivkohle

Die Behandlung durch Adsorption an Aktivkohle entspricht in der Trinkwasseraufbereitung sowie der Industrie- und Sickerwasserbehandlung dem Stand der Technik. In der Abwasserbehandlung wurden jedoch bisher nur wenige Erfahrungen mit dem Einsatz von Aktivkohle in Forschungs- und Pilotanlagen sowie einigen wenigen großtechnischen Anlagen gesammelt.

Nationale wie internationale Projekte sind im Weiteren übersichtlich zusammengefasst, ohne den Anspruch auf Vollständigkeit zu erheben:

- IWA World Water Lisbon, 25. September 2014, Workshop zur Spurenstoffelimination, Vortrag Klaus Alt "Full-scale plants with advanced treatments by activated carbon for the elimination of micropollutants in Germany"
- USA - z. B. Lake Tahoe sowie weitere Anlagen, zitiert in: Pinnekamp, Essener Tagung 2010 (S. - 28 / 13 -) sowie Metcalf & Eddy „Wastewater Engineering“ 4. Edition 2003.
- Großbritannien - Swindon Kläranlage von Thames Water, zitiert in: Norit Newspaper 2008 Nr. 2, sowie mündliche Auskunft von Herrn Stuart Burnley, Thames Water, Einsatz von granulierter Aktivkohle im Ablauf einer Kläranlage.
- Holland - Einsatz einer granulierten Aktivkohleanlage im Ablauf der Kläranlage Horstermeer, Nähe Amsterdam, mündliche Auskunft von Freek Cramer, Witteveen & Bos und Stowa, 21.09.2014
- Schweiz - EAWAG, Kläranlage Kloten/Opfikon sowie halbertechnische Untersuchungen zum „Einsatz von Pulveraktivkohle zur Elimination von Mikroverunreinigungen aus kommunalem Abwasser“ in MicroPoll-Projekt, GWA 7/2010 sowie Schlussbericht 09/2010.
- Kläranlage Mannheim - Einsatz von Pulveraktivkohle in vorgeschalteter Adsorptionsstufe, Planung der großtechnischen Umsetzung für 700.000 EW, Korrespondenz Abwasser, Dezember 2010 „Aktivkohle in der Abwasserreinigung - vom Versuch zum technischen Maßstab“, Symposium in Mannheim, Monitoring-Programm über 1 Jahr zum Nachweis der Reinigungsleistung verschiedenster Spurenstoffe.
- Verbandsklärwerk Obere Lutter, Einsatz von granulierter Aktivkohle in einem großtechnischen Versuch, Förderantrag beim Ministerium für Klimaschutz, Umwelt, Landwirtschaft, Natur und Verbraucherschutz des

Landes Nordrhein-Westfalen, seit Oktober 2010 (Abschlussbericht des Forschungsvorhabens Teil II vom Dezember 2013).

- Kläranlage Düren, WVER/ Buchenhofen, Wupperverband, Planung eines großtechnischen Versuchs mit Einsatz von granulierter Aktivkohle bzw. Pulveraktivkohle im Rahmen des NRW-Forschungsprojekts MIKROFLOCK (www.micropollutants.net/Projekte/Mikroflock)
- Kläranlage Detmold, Forschungsvorhaben zum Einsatz von Ozon, Abschlussbericht vom Dezember 2014 „Pilotprojekt zur Mikroschadstoffelimination mittels Ozonung auf der ZKA Detmold“ mit Anschlussprojekt Kombination Ozonung / Granulierte Aktivkohle im Ablauf der Flockungsfiltration

3.7.2 Einzelne Projektbeispiele Aktivkohle

Wie im vorherigen Text bereits aufgeführt, sind Aktivkohleanwendungen sowohl in der Trinkwasseraufbereitung, als auch in der Abwasserreinigung seit vielen Jahren im Einsatz. Auf internationaler Ebene erfolgten die ersten Anwendungen u. a. in Lake Tahoe/USA sowie Windhoek/Namibia. Folgendes Bild macht augenscheinlich deutlich, dass der zugehörige Anlagenbau schon älteren Datums ist.

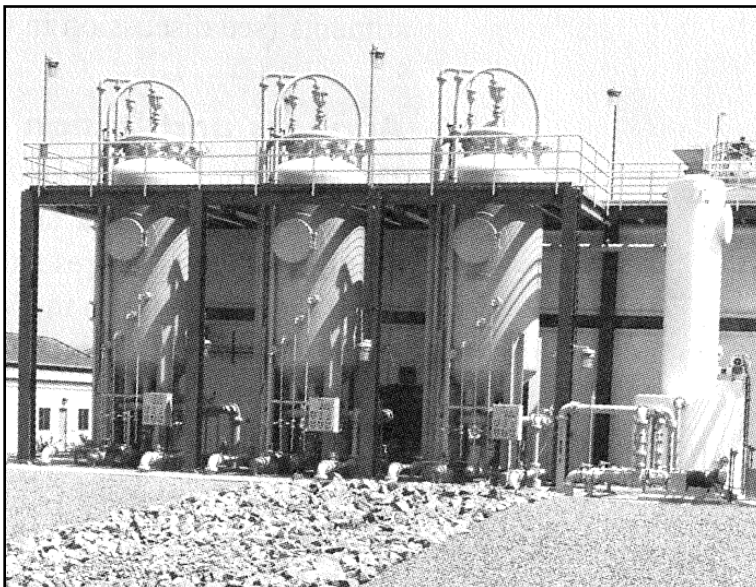


Abbildung 15: Activated carbon adsorbers: view of granular activated carbon contactors operated in parallel, used for the treatment of filtered secondary effluent (zitiert in Metcalf & Eddy, 4. Edition, Seite 1151)

Ausführliche Informationen zu verfahrenstechnischen Aspekten und insbesondere zum Apparatebau sind in o. a. Literatur von Metcalf & Eddy enthalten. Ebenfalls weist Prof. Pinnekamp auf der Essener Tagung 2010 darauf

hin, dass die Anwendung in den USA bereits seit vielen Jahren in der kommunalen Abwasserreinigung im Einsatz ist.

Großbritannien – Kläranlage Swindon

Nach Informationen von Thames Water, Stuart Burnley ist der Einsatz von granulierten Aktivkohleadsorbentien auf der Kläranlage Swindon im Rahmen eines Forschungsprojektes bereits seit 3 Jahren Realität. Insbesondere aus Gründen des weitergehenden Gewässerschutzes hinsichtlich Hormonstoffe etc. ist das Forschungsprojekt bzw. deren großtechnische Umsetzung von Thames Water initiiert worden und derzeit in einem Monitoring-Untersuchungsprogramm im Hinblick auf die Reinigungsleistung verschiedener Spurenstoffe eingebunden. Die granulierten Aktivkohlefilter mit einem Durchmesser von über 8 m sind mit dem zugehörigen Rohrleitungs- und Apparatebau oberirdisch aufgestellt und vor Ort gefertigt bzw. geschweißt worden. Nach ersten Informationen von Thames Water werden die Aktivkohle-Reaktoren mit einer Aufenthaltszeit von ca. 30 Minuten betrieben und erreichen eine Standzeit von ca. 16 Monaten.



Abbildung 16: Großbritannien – Kläranlage Swindon, Einsatz von granulierter Aktivkohle

Niederlande – WWTP Horstermeer / Amsterdam

Über den Kooperationspartner der Hydro-Ingenieure GmbH in den Niederlanden, Witteveen & Bos, wird derzeit die Planung von granulierter Aktivkohle auf der Kläranlage Horstermeer im Ablauf vorgesehen, um insbesondere Spurenstoffe sowie PAKs, Pestizide etc. zu eliminieren. Die bisherigen Überlegungen unter Beteiligung der Stowa, TU Delft, Norit und Witteveen & Bos, gehen anhand von labortechnischen Untersuchungen davon aus, in einem GAK-Reaktor ohne die Möglichkeit einer Rückspülung eine weitergehende Spurenstoffelimination zu

erreichen.(Die großtechnische Umsetzung auf der Kläranlage Horstermeer ist seit 2013 in Betrieb).

Deutschland - Kläranlage Mannheim (siehe weitere Anlagen in BaWü)

Auf dem Aktivkohle-Symposium im Juni 2010, der Essener Tagung 2012 sowie in mehreren Veröffentlichungen (Alt/Mauritz) wurde die großtechnische Umsetzung einer vorgeschalteten Adsorptionsstufe mit Zugabe von Pulveraktivkohle vorgestellt. Bei erfolgreichem Betrieb des jetzigen Teilstromes von knapp 180.000 EW ist die Umsetzung des gesamten Wasserstroms der Kläranlage Mannheim (700.000 EW) geplant. Voraussetzung ist der erfolgreiche Nachweis eines Monitoring-Programmes, das derzeit gemeinsam mit der Hochschule Biberach, Prof. Kapp, von der Stadtentwässerung Mannheim vor dem Abschluss steht. Dabei steht neben dem Nachweis der Reinigungsleistung für die Parameter CSB, DOC und verschiedener Spurenstoffe u. a. die Wirtschaftlichkeit des Einsatzes der pulverisierten Aktivkohle im Vordergrund.

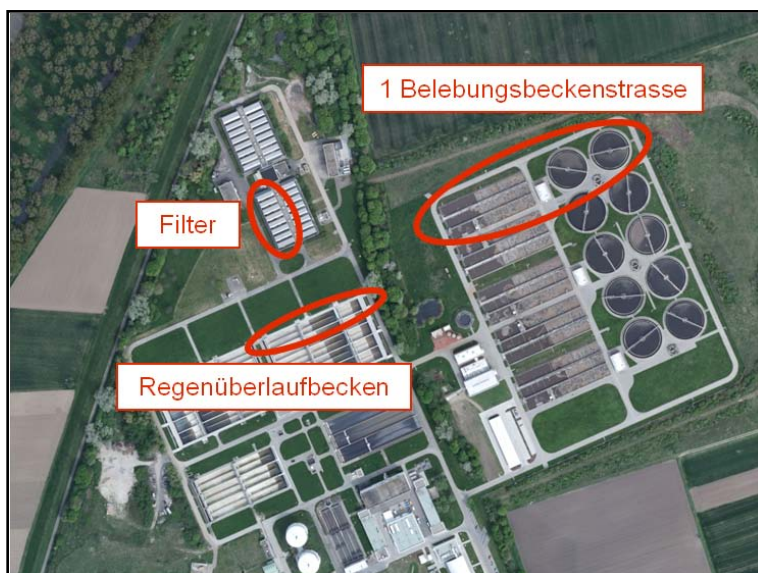


Abbildung 17: Einsatz von Pulveraktivkohle - Mannheimer Verfahren

Schweiz – EAWAG, Kläranlage Kloten/Opfikon

Im Rahmen des MicroPoll-Projektes wird zurzeit auf der Kläranlage Kloten/Opfikon sowie in verschiedenen Pilotversuchen in Lausanne geprüft, inwieweit die Verfahrenstechnik der Pulveraktivkohle für den großtechnischen Maßstab geeignet und wirtschaftlich vertretbar ist. Nach gegenwärtigem Stand erweist sich die Verfahrenstechnik der Zugabe von Pulveraktivkohle über eine separate Einmischkammer in den Flockungsfiltrationsanlagen als interessante, wirtschaftlich vertretbare Lösung zur Spurenstoffelimination.



Abbildung 18: Anwendung der Pulveraktivkohle - Versuche auf der Kläranlage Kloten - Schweiz / Luftbild

Deutschland - Wasserverband Obere Lutter - Gütersloh

Der Einsatz von granulierter Aktivkohle ist auf dem Verbandsklärwerk Obere Lutter im Rahmen eines Forschungsvorhabens des MKULNV des Landes NRW geplant. Seit dem 01.11.2010 ist eine Filterzelle mit einer Fläche von 40 m² zum Einsatz von granulierter Aktivkohle in Betrieb. Auf der 4-stufigen biologischen Reinigungsstufe des Verbandsklärwerks Obere Lutter ist vor ca. 10 Jahren aufgrund des hohen Anteils an Industrieabwasser im Anschluss an die AB-Anlage eine weitergehende Nitratelimination in einer Festbettfiltrationsstufe sowie eine anschließende Flockungsfiltration errichtet worden. Großtechnische Versuche fanden in der bestehenden Flockungsfiltrationsanlage statt, um langfristig eine weitergehende Spurenstoffelimination sowie eine Stabilisierung der CSB-Ablaufsituation zu gewährleisten.



Abbildung 19: Verbandsklärwerk Obere Lutter - Füllung der Filterzelle mit granulierter Aktivkohle

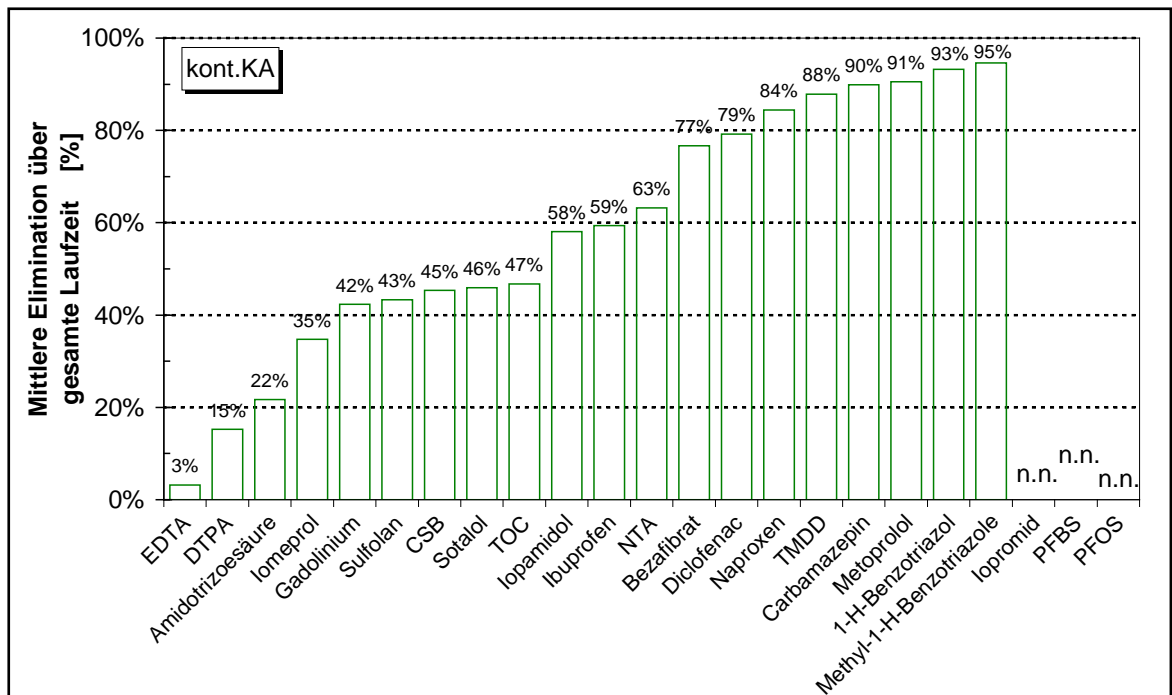


Abbildung 20: Mittlere Eliminationsraten mit GAK, kont. KA (10 m/h)

Auf der Essener Tagung 2012 wurden die ersten Ergebnisse aus dem 12-monatigen Versuchsbetrieb (NAHRSTEDT ET AL. 2012) veröffentlicht. Der Versuchsbetrieb kann vor dem Hintergrund der relativ hohen CSB-Zulaufkonzentrationen im industriell geprägten Abwasser Obere Lutter als betrieblich gut durchführbar und wirtschaftlich erfolgreich bezeichnet werden.

Der Abwasserzweckverband Obere Lutter hat sich entschieden, eine Umrüstung von 5 Filterzellen granulierte Kohle vorzunehmen, um zukünftig einen Teilstrom bei Bedarf über die Aktivkohleanlage führen zu können. Im Versuchsbetrieb zeigte sich, dass die erforderlichen Spülzyklen deutlich kleiner ausfallen, als ursprünglich erwartet und auch ein versuchsweise getesteter intermittierender Betrieb sich als für die Aufgabenstellung sinnvoll und wirtschaftlich interessant herausgestellt hat. Die erreichbaren Standzeiten bzw. Bettvolumen liegen bei 8.000 bis 10.000 m³/m³ und erreichen CSB-Beladungszahlen von 300.000 bis 400.000 mg/kg CSB.

Deutschland – Kläranlage Düren, WVER/Buchenhofen, Wupperverband im Rahmen des MIKROFLOCK-Forschungsprojektes NRW

Durch die Zugabe von Aktivkohle bei der Abwasserreinigung werden mit zwei verschiedenen Verfahrensansätzen auf den Kläranlagen Düren-Merken und Wuppertal-Buchenhofen die technische, betriebliche und wirtschaftliche Umsetzbarkeit untersucht sowie im technischen Maßstab erprobt. Eine Zugabe

von Pulveraktivkohle in den Flockungsraum der Filtration mit Kohleabscheidung in der vorhandenen Filteranlage ist auf der Anlage in Buchenhofen geplant, während in Düren der Austausch eines gesamten Filterbettes gegen granuliert Kornkohle untersucht wird.

Nach dem ersten Jahr des großtechnischen Versuchs in Buchenhofen wird auf der Essener Tagung 2012 (BORNEMANN ET AL. 2012) berichtet, dass die Aktivkohle mit wirtschaftlich vertretbarem Aufwand eliminiert werden kann und auch betrieblich keine Beeinträchtigungen zu erwarten sind.

Ende des Jahres 2014 wurde auf dem Bochumer Workshop (KOLISCH ET AL. 2014) berichtet, dass sich die granuliert Aktivkohle im Vergleich zur Verfahrenstechnik „Zugabe von pulverisierter Aktivkohle in den Filterüberstand“ mit betrieblichen Vorteilen und vor allem mit wirtschaftlich interessantem Ergebnis betreiben lässt (siehe nachfolgende Abbildung 21). Erste Wirtschaftlichkeitsbetrachtungen inkl. der Darstellung von Jahreskosten ergaben günstigere Ergebnisse für GAK, da z. B. für die Parameter Cabamazepin und Diclofenac Bettvolumen von 14.000 bis 16.000 m³/m³ bei einer Eliminationsrate von 80 % erreicht wurden und sogar aufgrund des noch nicht festgestellten Filterdurchbruchs weitere Verbesserungen zu erwarten sind.

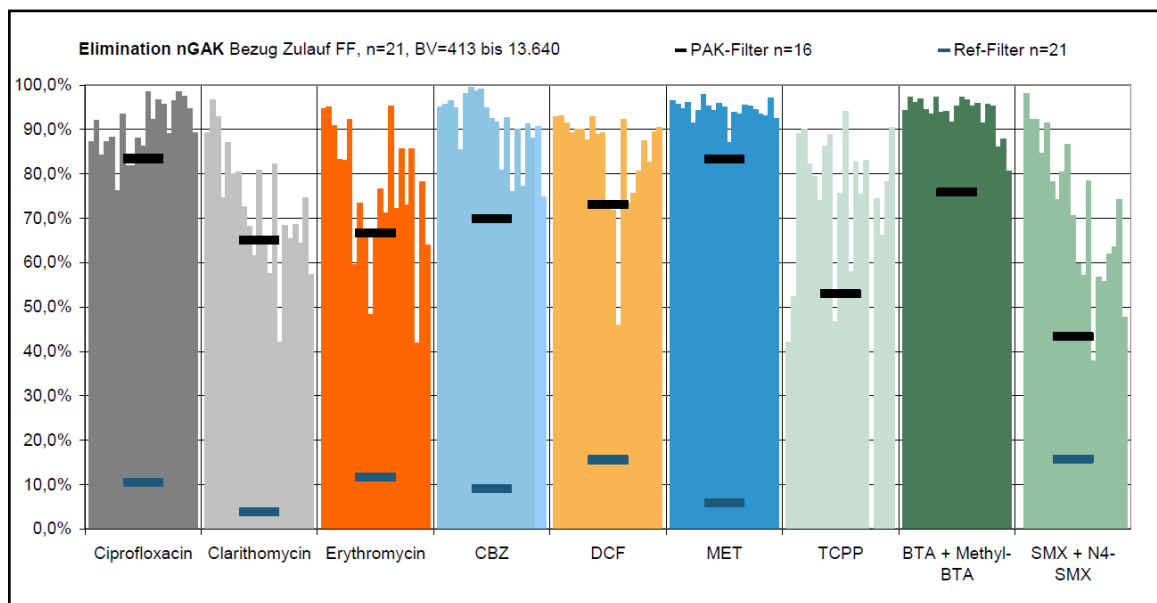


Abbildung 21: Elimination GAK (KOLISCH ET AL. 2014)

3.7.3 Überblick Ozonierung

Die Leistungsfähigkeit der Ozonierung von gereinigtem Abwasser wurde großtechnisch exemplarisch in Regensdorf und Wien überprüft. Aktuell finden

sich Anwendungen im Realmaßstab in Schwerte, Bad Sassendorf und Duisburg. Die dabei fokussierten Verfahrenskombinationen sind in Abbildung 22 zusammengestellt.

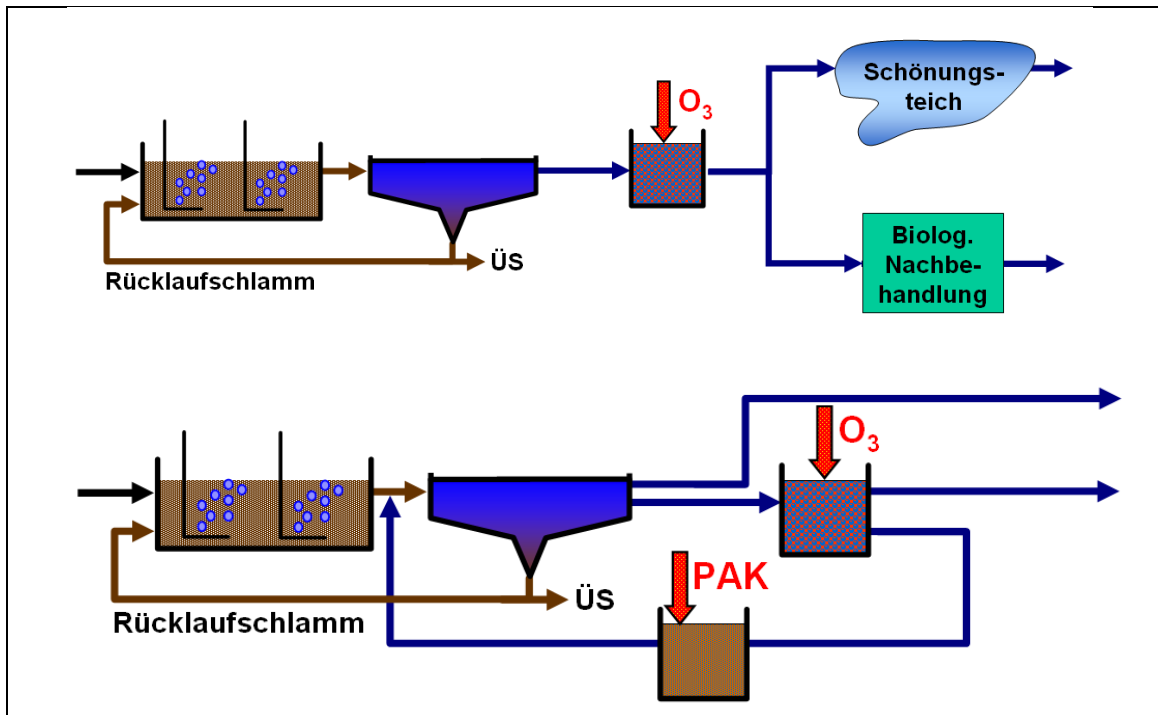


Abbildung 22: Ozonierung von gereinigtem Abwasser

Zudem findet die Ozonierung einem MBR nachgeschaltet in der separaten Krankenhausabwasserbehandlung Anwendung. In großtechnischen Anwendungen in Österreich und der Schweiz wurde die Eignung der Ozonierung für die Elimination von Mikroverunreinigungen in der kommunalen Abwasserreinigung bestätigt. Hierfür existieren umfangreiche Berichterstattungen (vgl. ABEGGLEN ET AL. 2009).

Vor einer großtechnischen Umsetzung von Ozonierung auf Kläranlagen muss gesichert sein, dass keine Transformationsprodukte erzeugt werden, die eine vergleichbar kritischere Öko- bzw. Humantoxizität aufweisen, als die zu eliminierenden Substanzen. Daher werden in jüngsten Forschungsarbeiten zunehmend Metabolite und Transformationsprodukte identifiziert und bewertet. Hier besteht noch ein sehr großer Forschungsbedarf. Der aktuelle Forschungsbedarf wird gekennzeichnet durch:

- Ermittlung der Leistungsfähigkeit von Ozonierung bei variierenden Zuflussbelastungen

- Ableitung von Empfehlungen hinsichtlich Bemessungs- und Betriebsparameter
- Festlegung von Steuer- und Regelstrategien sowie

Untersuchungen zur Wirtschaftlichkeit sowie die öko- und humantoxikologische Bewertung von Transformationsprodukten

3.7.4 Einzelne Projektbeispiele Ozonierung

Schweiz - Kläranlage Regensdorf

Zum Einsatz der Ozonierung auf der Kläranlage Regensdorf (30.500 EW) liegt ein umfangreicher Abschlussbericht vor (vgl. ABEGGLEN ET AL. 2009). In Regensdorf wurde der Ablauf einer kommunalen Kläranlage einer Ozonierung unterzogen, wobei das Ozon aus Flüssigsauerstoff erzeugt und ein Schlaufenreaktor mit Diffusoreintragssystem zum Ozoneintrag genutzt wurde. Der Kontaktreaktor wurde auf eine Aufenthaltszeit bei Trockenwetter von > 5 Minuten ausgelegt.

Die für eine signifikante Elimination notwendige Ozonkonzentration liegt zwischen 5 und 10 mg Ozon je Liter zu reinigendes Abwasser bzw. zwischen 0,7 und 1,0 g Ozon je g DOC. Da bei der Ozonierung unbekannte Transformationsprodukte gebildet werden, ist es zweckmäßig, eine zusätzliche Nachbehandlungseinheit im Ablauf der Ozonierung vorzusehen. Diese kann z. B. als biologisch aktiver Sandfilter oder als Schönungsteich ausgebildet sein, um eventuelle Toxizitäten und Restozon im Falle einer Überdosierung abzubauen. Beispielhaft ist in Abbildung 23 der Einfluss der Ozondosis auf die Elimination ausgewählter Mikroverunreinigungen dargestellt.

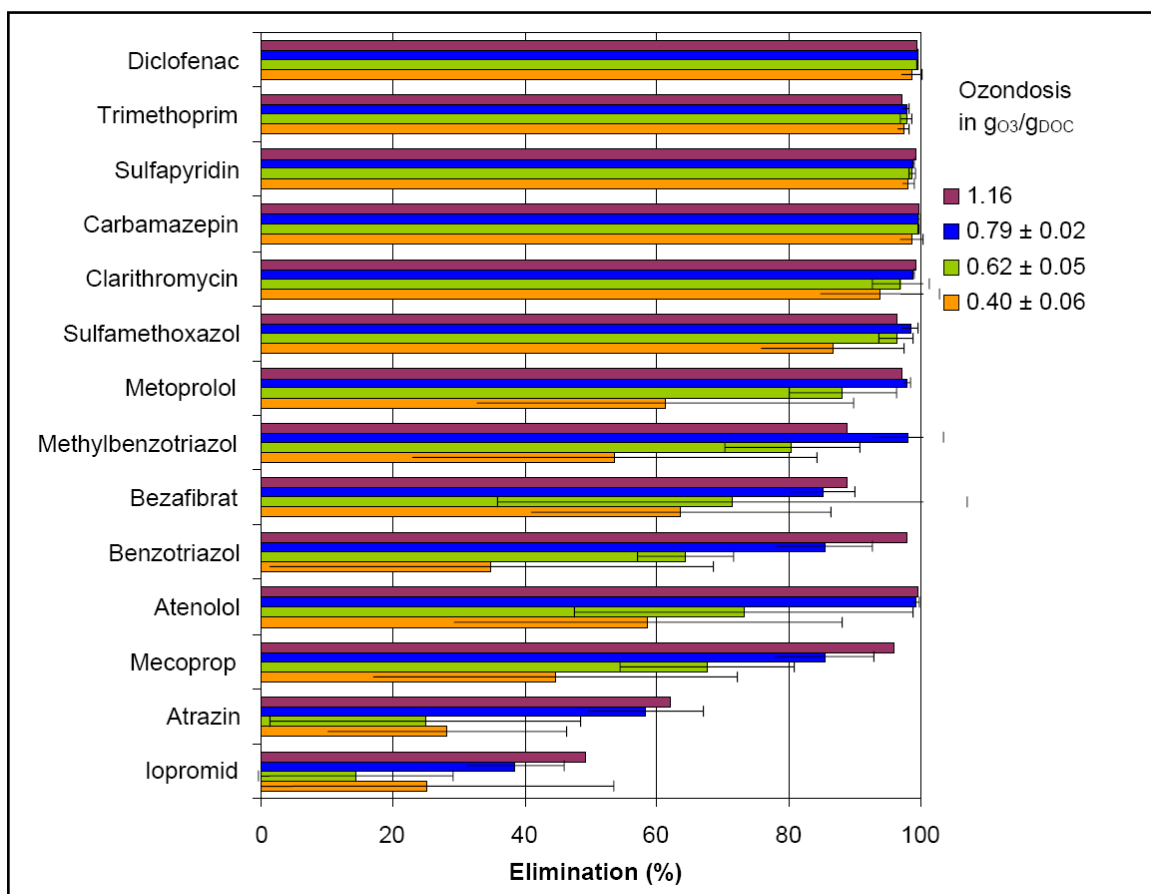


Abbildung 23: Eliminationsleistung der Ozonierung (ABEGGLEN ET AL. 2009)

Deutschland – Kläranlage Bad Sassendorf

Das Einzugsgebiet der Kläranlage Bad Sassendorf (13.000 EW) weist einen hohen Altersdurchschnitt und eine überdurchschnittliche Anzahl an Klinikbetten pro Einwohnerwert auf. Die Kläranlage wurde daher mit einer Ozonierung für den Ablauf der Nachklärung ausgerüstet, die von der Hydro-Ingenieure GmbH geplant wurde. Die Anlage besteht aus einem 2-straßigen Schlaufenreaktor mit Diffusoreintragssystem. Die Ozonerzeugung erfolgt aus Flüssigsauerstoff. Zur Nachbehandlung steht ein Schönungsteich zur Verfügung. Der Regelbereich der Ozondosis beträgt 5 bis 20 mg/l. Die Reaktionszeit ca. 13 Minuten (JAGEMANN ET AL. 2012). Die gemessenen Eliminationsraten bestätigen die Ergebnisse aus der Schweiz.

Aktuelle Ergebnisse (Sven Lyko, 2014, DWA-Seminar zur Spurenstoffelimination, Köln-Stammheim) zeigten u. a. die Erkenntnisse aus aktuellen Planungen im Vergleich der Kläranlage Bad Sassendorf mit der Ozonung der ARA Neugut (Schweiz) auf.

	Bad Sassendorf	ARA Neugut
EW (E)	13.000	150.000
Planung	2008	2013
Bemessungsfluss (m ³ /h)	300 (Q _t)	1500 (Q _t)
Behandelte JAM (%)	>90%	>80%
Hydraul. Dimension. (m ³ /h)	650 (2·Q _t)	2600 (2·Q _t)
Ozongenerator (kgO ₃ /h) ↓	4,6	11 (2 x 5,5)
Reaktionsbecken (m ³) ↑	64 (2 x 32)	530
Verweilzeit bei Q _t (min)	13	22
Beckengeometrie	Blasen-Diffusor-Kontaktor (< 5 m)	
Nachbehandlung	Schönungsteich (<u>Bestand</u>)	Sandfilter (<u>Bestand</u>)
Redundanz	Reaktionsbecken, Begasungskammer, Verdampfer	Ozongenerator, Begasungskammer

Abbildung 24: Erkenntnisse Planung Ozonanlagen

Hierbei wird deutlich, dass sich wesentliche Auslegungsgrundlagen auch im Jahr 2014 gegenüber der Planung von Bad Sassendorf aus dem Jahre 2009 nicht verändert hatten. Einzig bei der Frage der Verweilzeit und der Auslegung des Ozongenerators ließ sich feststellen, dass vom Trend her eher eine Verweilzeit von 15 bis 20 Minuten und eine möglichst redundante Ausführung des Ozongenerators sinnvoll erscheinen.



Abbildung 25: Kläranlage Bad Sassendorf - Ozonanlage mit Sauerstofftank

Deutschland – Kläranlage Duisburg-Vierlinden

Auf der Kläranlage Duisburg-Vierlinden werden im Rahmen eines vom MKULNV des Landes NRW geförderten Vorhaben in zwei parallelen Straßen der Ozoneintrag mittels Diffusor- und Injektoreintragssystem verglichen. In der mit dem Injektoreintragssystem ausgestatteten Straße besteht die Möglichkeit einer nachgeschalteten biologischen Behandlung im Wirbelbett. Die Reaktionszeit des Abwassers in beiden Straßen beträgt ca. 15 bis 20 Minuten bei einem maximalen Zufluss je Straße von 200 m³/h. Nach umfangreichen Simulationsstudien wurde auf die Anordnung von Leitwänden in den Reaktionsbecken verzichtet.

Zur Ozonerzeugung stehen zwei Ozongeneratoren mit einer Ozonerzeugungsleistung von ca. 2 kg/h zur Verfügung. Bezogen auf einen DOC im biologisch gereinigten Abwasser von 4 bis 8 mg/l kann die Ozondosis zwischen 0,4 und 1,2 g_{O₃}/g_{DOC} variiert werden. Erste Ergebnisse zeigen gute Betriebsergebnisse für beide Anlagen. Der spezifische Energieverbrauch liegt bei 0,09 bis 0,16 kWh/m³ behandeltem Abwasser (HERBST ET AL. 2011).

Deutschland - Kläranlage Detmold

Auf der Kläranlage Detmold wird im Rahmen eines vom MKUNLV des Landes NRW geförderten Vorhaben der Ozoneintrag in einem Pilotversuch getestet.



Abbildung 26: Halbtechnische Ozon-Versuchsanlage (Containerbauweise) der Fa. Ozonia - Degrémont Technologies Ltd, Dübendorf (CH) am Standort der ZKA Detmold

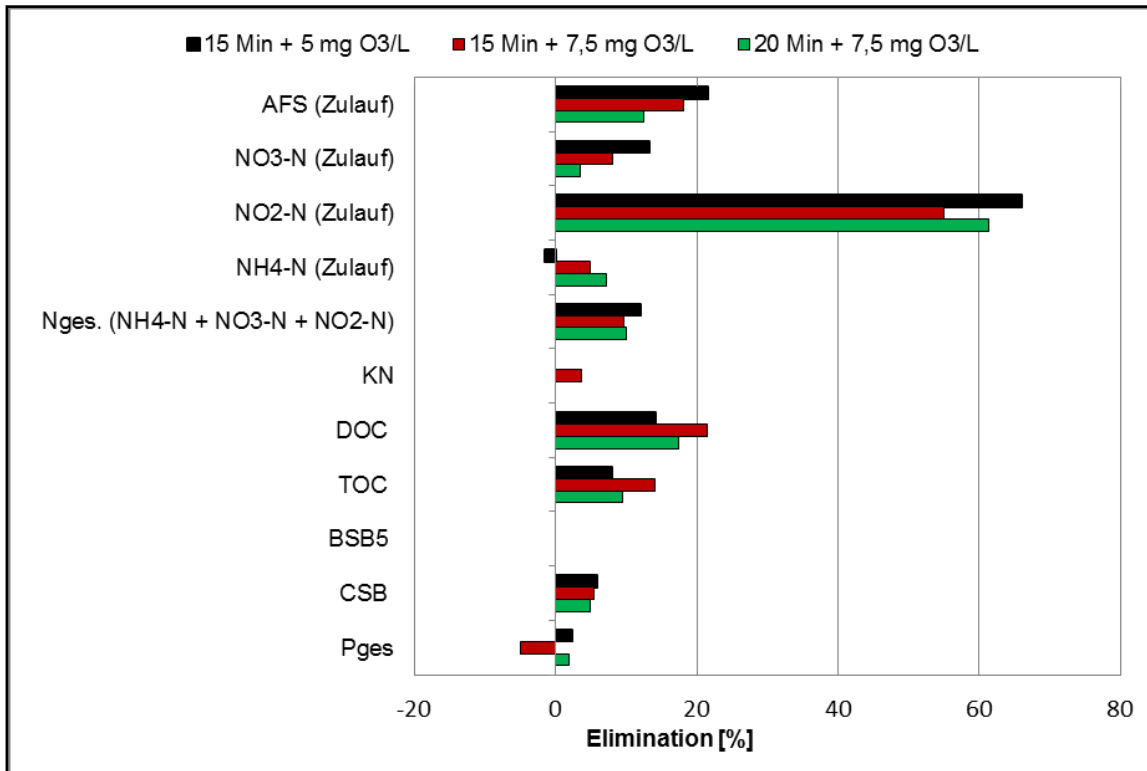


Abbildung 27: Eliminationsleistung für die Standard-Abwasserparameter - 15 und 20 Minuten HRT und Ozondosen von 5 und 7,5 mg O₃/L

Die gesamten Pilotversuche konnten als erfolgreich bezeichnet werden, da die Auslegungsdaten aus der Machbarkeitsstudie der Hydro-Ingenieure GmbH bestätigt wurden und insbesondere die Erhöhung der Kontaktzeit von 15 auf 20 Minuten zu einer verbesserten Reinigungsleistung führte. Im Rahmen der Pilotierung konnte durch die Steigerung der Ozondosis von 5 auf 7,5 mg O₃/l nachgewiesen werden, dass sich insbesondere die mittlere Elimination der leicht und mittel ozonierbaren Mikroschadstoffe von ca. 70 auf ca. 85 % gesteigert werden. Bei einer weiteren Ozondosissteigerung auf 10 mg O₃/l war hingegen keine deutliche Verbesserung der Eliminationsleistung zu beobachten. Für die Auslegung einer großtechnischen Ozonanlage für die ZKA Detmold wurde vor diesem Hintergrund eine Ozondosis von 7,5 mg O₃/l empfohlen, was einem spezifischen Z_{SPEZ} von ca. 1,15 mg O₃/mg DOC entspricht. In einem weiteren Forschungsvorhaben beabsichtigt die Stadt Detmold die Kombination der Technik Ozonung / Granulierte Aktivkohle in einer Hybridverfahrensstufe im Ablauf der Feststoffflockungsfiltration zu testen. Ziel hierbei wäre, die Verringerung der Ozondosis auf z. B. 2 - 5 mg O₃/l und einem kleineren Reaktorvolumen sowie eine entsprechend deutlich höhere Standzeit der granulierten Aktivkohle zu erreichen. Neben einer deutlichen Verbesserung der Betriebskosten könnte darüber hinaus auch eine verbesserte Reinigungsleistung erzielt werden, da mit der Ozonung die leicht oxidierbaren Mikroschadstoffe, wie z. B. Carbamazepin oder Diclofenac, bereits „vorgecracked“ werden könnte, um

das bereits vorgereinigte Abwasser in der nachgeschalteten GAK-Stufe weitergehend zu reinigen. Darüber hinaus könnten die möglicherweise noch entstehenden Transformationsprodukte der Ozonung in der anschließenden GAK-Stufe (biologisch aktivierte Filtration) abgebaut werden, ohne dass die Beladungskapazität der GAK negativ beeinflusst wird. Sollten die Versuchsergebnisse positiv ausfallen, könnte diese neue Verfahrensalternative Beispielcharakter für weitere Kläranlagen in Deutschland und darüber hinaus haben.

4 KURZBESCHREIBUNG DER LÖSUNGSMÖGLICHKEITEN

4.1 Allgemeines

Im Folgenden werden die für das Zentralklärwerk Lage möglichen Varianten unter Berücksichtigung der vorhandenen baulichen und technischen Randbedingungen erläutert. Die klärtechnische Bemessung der Varianten kann Anlage 3 entnommen werden. Alle Konzepte sind in Lage- oder Bauwerksplänen (siehe Planverzeichnis) dokumentiert.

- Lösungsvariante 1 - GAK - Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)
- Lösungsvariante 2 - GAK in vorhandenen Filtern
- Lösungsvariante 3.1 - Neubau Ozonreaktor
- Lösungsvariante 3.2 - Ozonung im vorhandenem Filter

Die Varianten 1 und 2 wurden schon in der Studie von 2010 untersucht und nun auf den aktuellen Stand der Technik und an die neuen Wassermengen angepasst. Neu hinzugekommen ist als Alternative eine Behandlung mit Ozon. Hierfür gibt es analog zu den GAK-Varianten eine Lösung als Neubau in dem ehemaligen Nachklärbecken und eine Lösung, bei der die Ozonbehandlung in einer der vorhandenen Filterzellen angeordnet werden soll.

4.2 Granulierte Aktivkohle

Granulierte Aktivkohle oder auch Kornkohle zeichnet sich durch eine größere Korngröße aus als pulverisierte Aktivkohle und wird als Filtermaterial zur Elimination von Spurenstoffen eingesetzt.

Bei den Aktivkohlefiltern wird die Kohle je nach Beschickungsrichtung der Filter von oben nach unten oder anders herum mit den Schadstoffen beladen. Es bildet sich eine Beladungsfront, die mit der Zeit durch den Filter wandert bis es zu einem Durchbruch kommt. Die Aktivkohle kann dann aus dem Filter entnommen und regeneriert werden. Um die volle Beladungskapazität eines Filters ausnutzen zu können, ohne das ein Durchbruch zu einem Konzentrationsanstieg im Ablauf führt, kann ein 2-stufiges Verfahren (zwei hintereinander geschaltete Filter) gewählt werden.

Aktivkohlefilter können als druck- oder schwerkraftbetriebene Systeme gebaut werden. Mögliche Anwendungen in der Abwasserbehandlung sind die Umrüstung bereits bestehender Filteranlagen zu GAK-Filtern und der Bau von neuen Filtern, die einer bestehenden Filtration nachgeschaltet sind.

Die Möglichkeit der nachgeschalteten GAK-Filter hat den Vorteil, dass die komplette vorhandene Filtration als Sicherheitsstufe gegen einen möglichen Eintrag von Feststoffen aus der Nachklärung fungiert. Die nachgeschalteten Filter können wiederum als Druckfilter in Stahldruckkesseln oder als Schwerkraftfilter z. B. aus Beton umgesetzt werden. Bei der hier vorliegenden Planung wurden Stahldruckkessel gewählt. In der Variante 1 „Nachgeschaltete Behandlung in Druckkesseln mit granulierter Aktivkohle (1-stufig)“ wird diese Verfahrensmöglichkeit weiter untersucht.

Alternativ kann ein vorhandener Raumfilter durch Austausch des Filtermaterials zu einem GAK-Filter umgerüstet werden. Dies wird in der Variante 2 „Austausch des Filtermaterials der Flockungsfilter durch granuliert Aktivkohle“ untersucht. Je nach Auslastung der Filtration können einige Filterzellen mit granulierter Aktivkohle gefüllt werden und der Filtration in den restlichen Filterzellen nachgeschaltet betrieben werden.

4.3 Ozonung

Für die Ozonbehandlung wird die Ozonerzeugung aus Flüssigsauerstoff vorgesehen. Der Reaktionsbehälter wird 2-straßig ohne Leitwände geplant. Theoretisch kommen wie bereits beschrieben sowohl ein Eintrag über einen Injektor als auch über ein Diffusorsystem in Frage. Für die Kostenschätzung im Rahmen der Variantenuntersuchung wird zunächst von einem Injektorsystem ausgegangen.

Wie oben beschrieben entstehen bei der Behandlung des Abwassers mit Ozon zur Oxidation von Spurenstoffen Metaboliten und Transformationsprodukten, deren öko- und humantoxikologische Wirkung bisher noch nicht ausreichend erforscht worden sind. Die oben genannten Forschungsprojekte befassen sich zurzeit mit dieser Fragestellung, welche geklärt werden sollte, bevor eine Ozonung zur Spurenstoffelimination großtechnisch auf einer Kläranlage zur Anwendung kommt. Im Rahmen dieses Projektes wird die vorgenannte Lösungsmöglichkeit (Variante 3.1) konzipiert und davon ausgegangen, dass der Aufenthalt in der nachgeschalteten Flockungsfiltration mögliche Transformationsprodukte eliminiert.

Auch für eine Behandlung mit Ozon besteht hier die Möglichkeit ein oder zwei Filterzellen umzubauen. Die Flockungsfiltration würde auch hier die biologische Nachbehandlung des ozonierten Abwassers übernehmen. Dies wird unter Variante 3.1 „Umbau von vorh. Filterzellen zur Behandlung mit Ozon“ weiter beschrieben.

4.4 Pulverisierte Aktivkohle

Weitere alternative Lösungsmöglichkeiten, wie beispielsweise die Verwendung von pulverisierter Aktivkohle, wurden im Rahmen der vorliegenden Studie nicht näher betrachtet. Der Grund für die Nichtberücksichtigung ist zum Einen das bereits in der Studie aus dem Jahre 2010 die wirtschaftliche Bewertung einer separaten Adsorptionsstufe mit Zugabe von pulverisierter Aktivkohle infolge der relativ hohen Baukosten für eine separate Sedimentation nicht zu einer wirtschaftlich positiven Bewertung führte. Ein analoges Ergebnis ließ sich für die verfahrenstechnische Möglichkeit, die Pulveraktivkohle auf direktem Wege in den Überstand der Filtration zu leiten, verzeichnen. Vor diesem Hintergrund erscheint eine vertiefte Betrachtung der Verwendung von PAK auf der Kläranlage Lage nicht sinnvoll.

5 PLANUNGS- UND BEMESSUNGSGRUNDLAGEN

5.1 Planungsgrundlagen

Seitens der städtischen Abwasserbetriebe Lage wurden für die Bearbeitung folgende Unterlagen zur Verfügung gestellt:

- Messdaten der ZKA Lage, Wassermengen 2-Stunden Werte für die Jahre 2012 bis 2014
- Lagepläne der ZKA Lage
- Grundrisse und Seitenansichten des Filtergebäudes
- Fließbild der ZKA Lage
- Bemessungs-, Auslegungs- und Bestandsdaten wesentlicher Anlagenteile der ZKA Lage
- Ergebnisse der Spurenstoffscreenings

5.2 Hydraulische Bemessungsgröße

Die Hydro-Ingenieure GmbH hat eine Auswertung der 2-Stunden-Zulaufwassermengen der Jahre 2012 bis 2014 durchgeführt. Hierbei wurden sowohl Ganglinien erstellt als auch Summenhäufigkeiten ermittelt (siehe Anlage 2), zusätzlich wurde die Wassermengenauswertung der Studie von 2011 mit der vorliegenden Machbarkeitsstudie verglichen und grafisch aufgearbeitet. Der Trockenwetterzufluss wurde nach DWA ATV A 198 berechnet. Der maximale Ablauf liegt bei 618 l/s und der 85 %-Wert bei 267l/s (siehe

Tabelle 1).

Tabelle 1: Ablaufmengen ZKA Lage, 2012-2014

Ablaufmenge (l/s)	RW + TW
Mittelwert	172
85%-Wert	267
Maximum	618

Die Bemessungswassermenge für die Spurenstoffbehandlung wurde auf max. 170l/s festgelegt. Der Zulauf zur Kläranlage Lage unterschreitet an ca. 65% aller Tage eine maximale Menge von 170 l/s. Mit einem maximalen Zulauf von 170 l/s

zur Spurenstoffelimination können im Mittel der Jahre 2012 und 2014 ca. 81% der anfallenden Abwassermenge im Zulauf des Klärwerks behandelt werden.

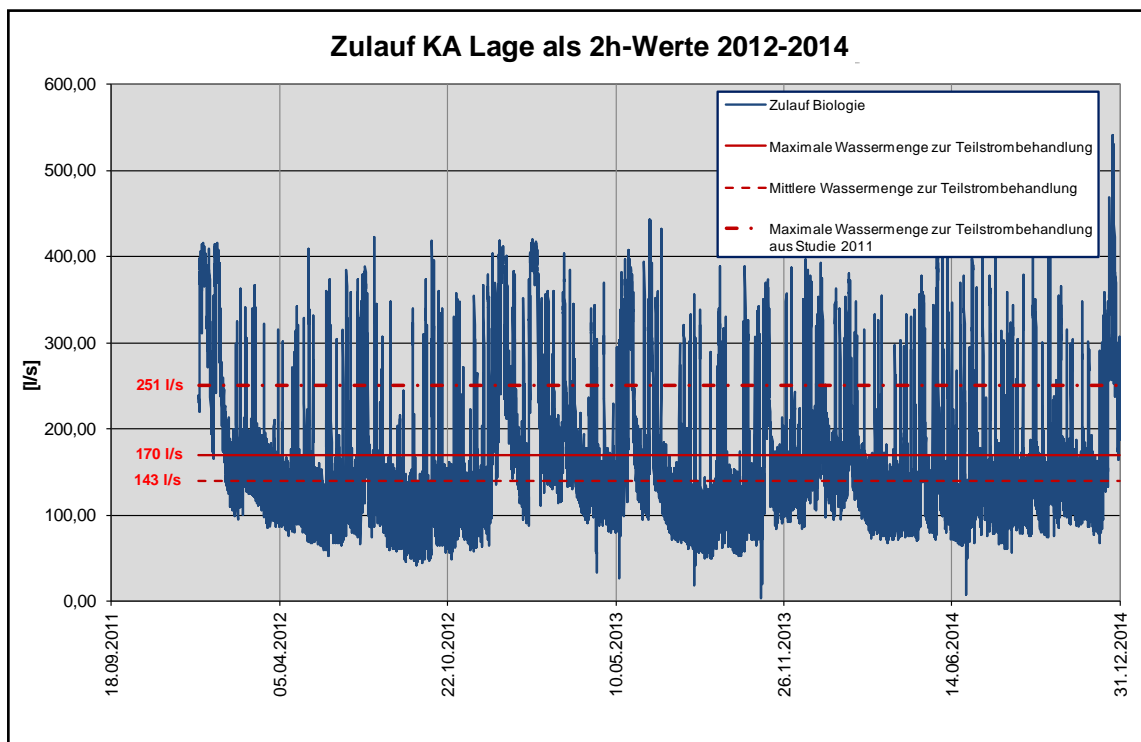


Abbildung 28: Auswertung Anteil der behandelten Abwassermenge an der Jahresschmutzwassermenge, ZKA Lage 2012 - 2014

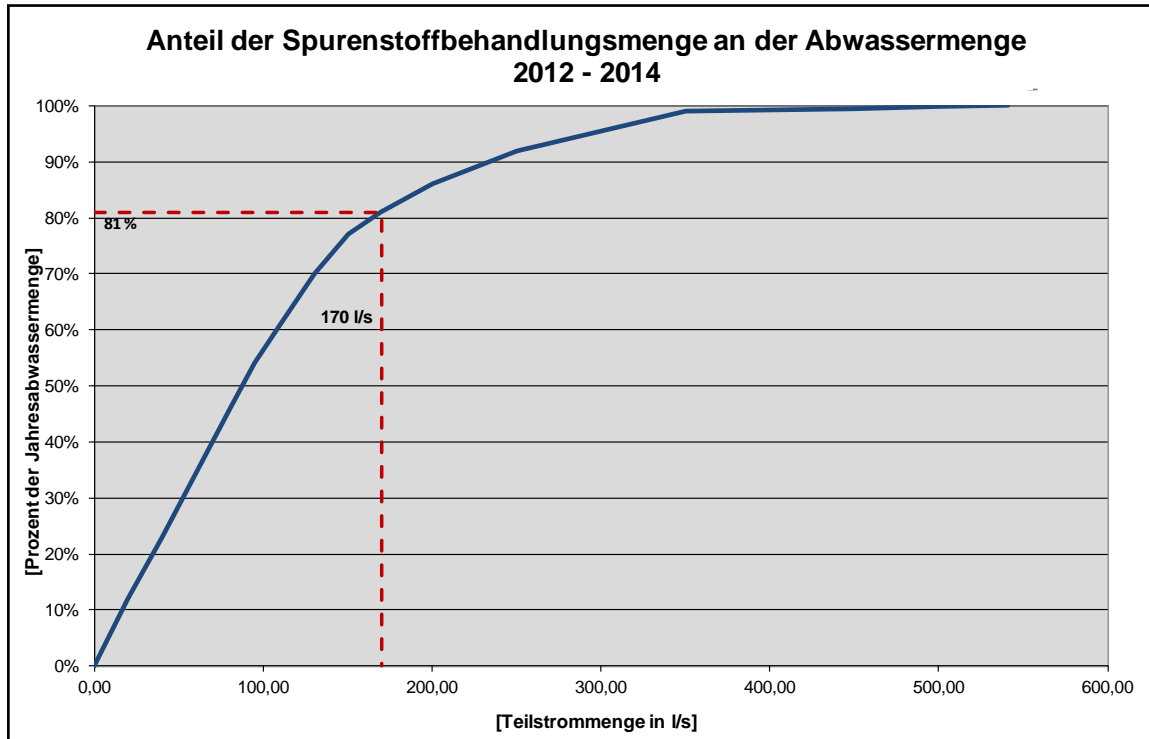


Abbildung 29: Auswertung Zulaufmenge, ZKA Lage, 2012 - 2014

6 PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFFELIMINATION

6.1 Variante 1 - nachgeschaltete GAK-Filtration (nachgeschaltete Druckkessel)

Bei einem 1-stufigen Verfahren sind insgesamt 6 Adsorber notwendig, die alle parallel gefahren werden. Dadurch kann auf eine aufwändige Karussellschaltung verzichtet werden, wodurch die Investitionskosten für die Adsorber halbiert werden können. Es bestehen 2 Möglichkeiten der Betriebsweise von 1-stufigen GAK-Adsorber:

1. Alle Adsorber werden bis zum vollständigen Durchbruch betrieben, sodass jeder Adsorber über einen gewissen Zeitraum mit einer sehr geringen Filterwirksamkeit betrieben wird und die Ablaufkonzentration insgesamt etwas ansteigt
2. Jeder Adsorber wird nur bis zu einem definierten Durchbruchpunkt betrieben und die Aktivkohle wird ausgetauscht, bevor die Filterwirksamkeit stark nachlässt

Letzteres ist gängige Praxis in vielen Trinkwasseraufbereitungsanlagen mit 1-stufigen GAK-Adsorbern, da in der Trinkwasseraufbereitung eine große

Sicherheit erforderlich ist. In der Abwasserbehandlung ist, insbesondere aufgrund noch nicht vorhandener gesetzlicher Anforderungen, solch eine Sicherheit bisher nicht erforderlich. Da bei der 2. Möglichkeit der Betriebsweise die Standzeiten deutlich kürzer sind und dadurch die Betriebskosten stark ansteigen, wird empfohlen, die 1. Möglichkeit der Betriebsweise zu verfolgen. Es besteht jedoch die Möglichkeit diese Variante zu einem späteren Zeitpunkt um eine 2. Stufe zu erweitern, falls gesetzliche Anforderungen dies notwendig machen sollten.

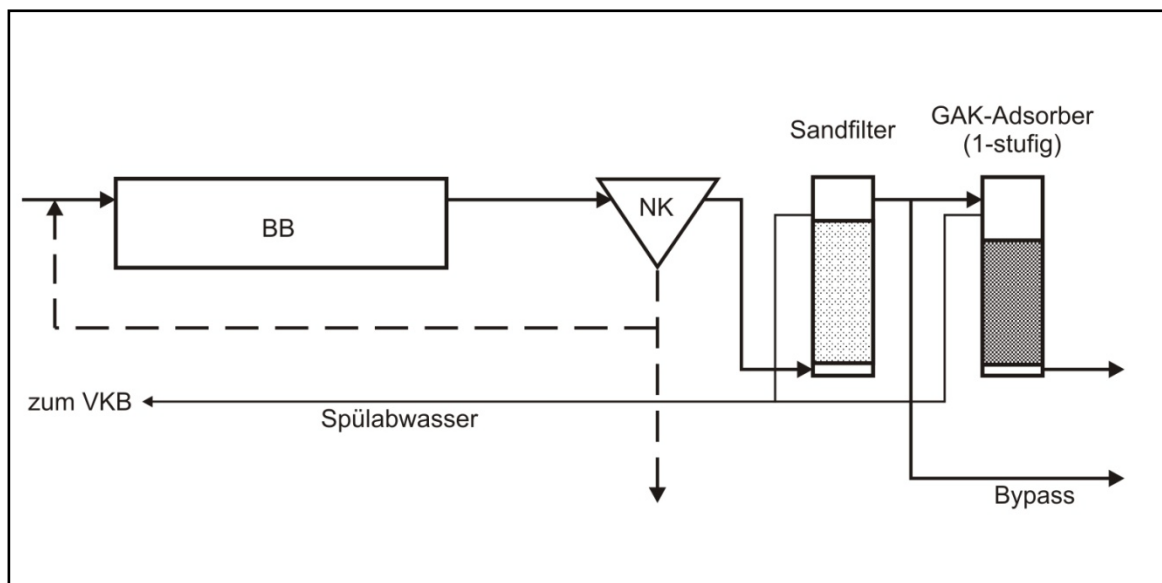


Abbildung 30: Schema Lösungsvariante 1 - GAK - Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)

Der Teilstrom für die Behandlung in der GAK-Anlage wird über 2 + 1 Pumpen aus dem Klarwasserspeicher zu den GAK-Adsorbern gepumpt, welche im jetzigen Speicherbecken aufgestellt werden. Der Ablauf erfolgt über die jetzige Deponiesickerwasserrinne in den Messschacht. Das Gerinne dient auch als Spülwasserspeicher. Zum Spülen der Aktivkohle-Adsorber sind 1 + 1 Spülwasserpumpen mit einer maximalen Spülwassergeschwindigkeit von 15 m/h und 1 + 1 Spülluftgebläse mit einer maximalen Spülluftgeschwindigkeit von 35 m/h vorgesehen. Das Spülabwasser fließt dem Zulauf zur Filtrationsanlage zu. Es ist eine komplette Einhausung der Reaktoren mit einer Leichtbaukonstruktion vorgesehen.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden im Weiteren kurz zusammengefasst:

- Verfahrenstechnik GAK-Filter 1-stufig

- 1. Stufe 6 Reaktoren mit 4,0 m Ø
- Festbetthöhe 4,0 m
- Aufenthaltszeit 18 - 22 min

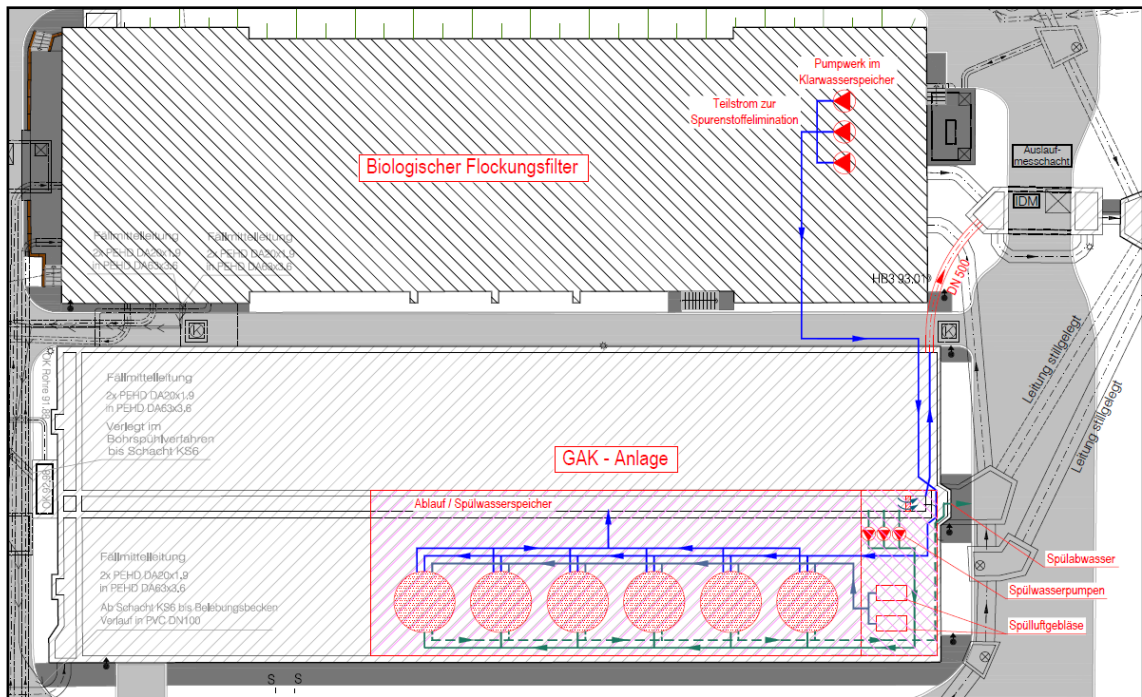


Abbildung 31: Lösungsvariante 1 - GAK - Nachgeschaltete Druckkessel (1-stufig)

Mess-, Steuer- und Regeltechnik

Wie bereits erwähnt ist für den Betrieb in Druckreaktoren mit granulierter Aktivkohle in einer 1-stufigen Ausführung keine „merry-go-round“-Schaltung erforderlich. Eine weitgehende Automatisierung der Betriebs- bzw. evtl. Spülintervalle ist jedoch trotzdem notwendig. Hierfür sind grundsätzlich folgende technischen Einrichtungen zu berücksichtigen:

- Druckmessungen im Zu- und Einlaufilter (online)
- Volumenstrom pro Filter (online)
- Start- und Endzeit Filtrationsbetrieb
- Start- und Endzeit Filtrationszyklus bis Spülung
- Spülzeitpunkt und Spülparameter (Art, Dauer, Volumenströme)
- Druck Filterspülphasen

Im Rahmen der weiteren Planung ist auch für den Betrieb eines 1-stufigen Verfahrens zu entscheiden, welcher Leitparameter besonders geeignet ist. Beispielhaft ist an dieser Stelle eine SAK₂₅₄-Sonde oder eine TOC-Online-Messung aufgeführt.

Betriebliche Aspekte

Die geplante Verfahrenskonzeption einer 1-stufigen GAK-Filtration weist im Hinblick auf eine weitergehende Entnahme von organischen Mikroschadstoffen deutlich geringere Betriebssicherheiten auf als ein 2-stufiges Verfahren. Es wird jedoch aus Kostengründen empfohlen, die Adsorber trotz der 1-Stufigkeit bis zur kompletten Beladung zu betreiben und erst bei vollständigem Durchbruch das Filtermaterial herauszuholen und durch reaktiviertes Material zu ersetzen. Während des Wechsels des granulierten Aktivkohlematerials fällt der betroffene Filter komplett aus. Weitergehende Untersuchungen zur Feststellung des optimalen granulierten Aktivkohlematerials im Fall weitergehender Planung sind bei dieser Lösungskonzeption ebenfalls von besonderem Interesse.

Auch bei dieser 1-stufigen Lösungskonzeption dient die vorgeschaltete Flockungsfiltrationsanlage einer kontinuierlichen Elimination von Feststoffen bzw. Phosphor, so dass sich hierdurch die nachgeschaltete GAK-Lösung auf das eigentliche Ziel der Spurenstoffelimination bzw. eine weitergehende Stabilisierung der DOC- bzw. CSB-Ablaufwerte konzentrieren kann. So sind optimale Voraussetzungen für einen hohen Reinigungserfolg durch möglichst wenig konkurrierende Beladungsaktivitäten verschiedener Stoffparameter infolge zu hoher Feststoffbelastung gegeben. Außerdem kann die erforderliche Spülung der GAK-Reaktoren voraussichtlich weitgehend vermieden bzw. auf ein Minimum beschränkt werden, da sich das biologische Wachstum auf der Aktivkohle deutlich reduziert.

6.2 Variante 2 - GAK in vorhandenen Flockungsfilter

Die Variante 2 untersucht eine weitergehende Abwasserreinigung durch das Einbringen granulierter Aktivkohle in 2 der 7 vorhandenen Flockungsfilter. Es ist ein 1-stufiges Lösungskonzept vorgesehen. Zur Umsetzung dieser Variante ist ein Umbau der vorhandenen Filtration notwendig.

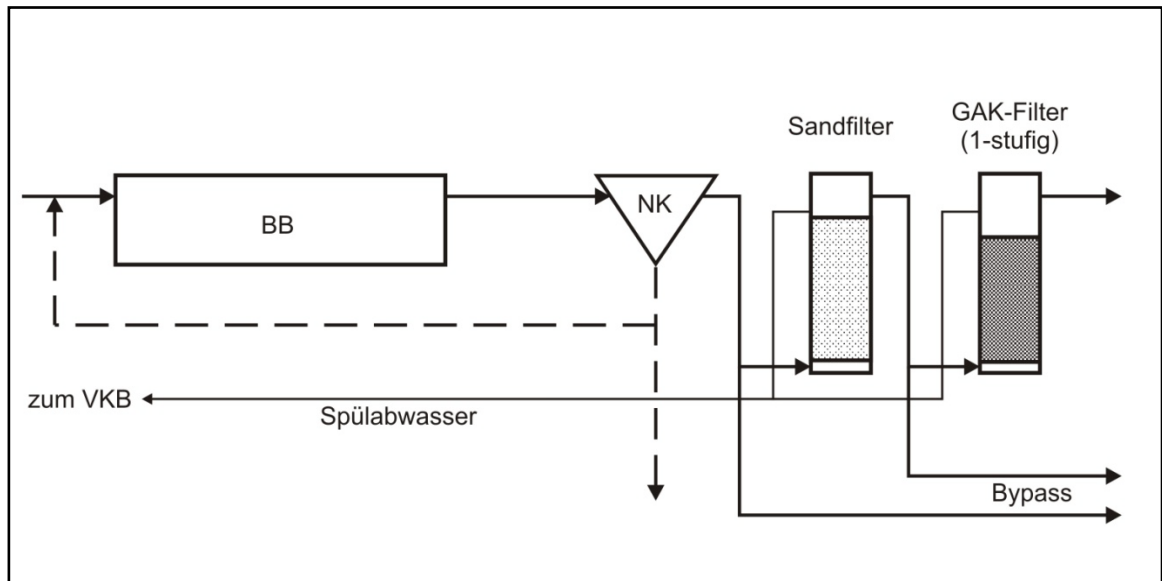


Abbildung 32: Schema Lösungsvariante 2 - GAK im vorhandenen Filter (1-stufig)

In Variante 2 ist es vorgesehen, dass das Abwasser zunächst 5 Filterzellen der Flockungsfiltration durchfließt, damit eine möglichst weitgehende Elimination von Feststoffen in der Flockungsfiltration eine hohe Reinigungsleistung der anschließend durchströmten GAK-Filter sicherstellen kann. Zudem dienen die ersten Filterzellen der Phosphorelimination. Da die Filter mit einer maximalen Filtergeschwindigkeit von 15 m/h bei Regenwetter und Außerbetriebnahme eines Filters zum Spülen betrieben werden können, kann mit den übrig bleibenden Filterzellen die maximale Abwassermenge von ca. 618 l/s behandelt werden. Bei dieser Variante ist keinen Bypass vom Rohwasserbecken zur Ablaufführung der Flockungsfiltration mehr erforderlich, wie es aufgrund des höher gewählten Teilstromes in der Studie von 2011 noch nötig war.

Das zu filternde Wasser fließt über die Rohwasserrinne, die durch eine Trennwand in 2 Teile geteilt ist (Flockungsfilter, GAK-Filter), in die Filterzulaufschächte und von dort in die Filter. Nach Durchströmen der Flockungsfilter von unten nach oben fließt das gefilterte Wasser über die Klarwasserrinne, von der durch eine Trennwand der Teil der letzten 2 Filter abgetrennt ist, in das Klarwasserbecken. Hier fördern 2 + 1 Pumpen den Teilstrom für die Behandlung in den GAK-Filtern in den hinteren Teil der Rohwasserrinne, von wo es über die Filterzulaufschächte in die GAK-Filter fließt (siehe Abbildung 33).

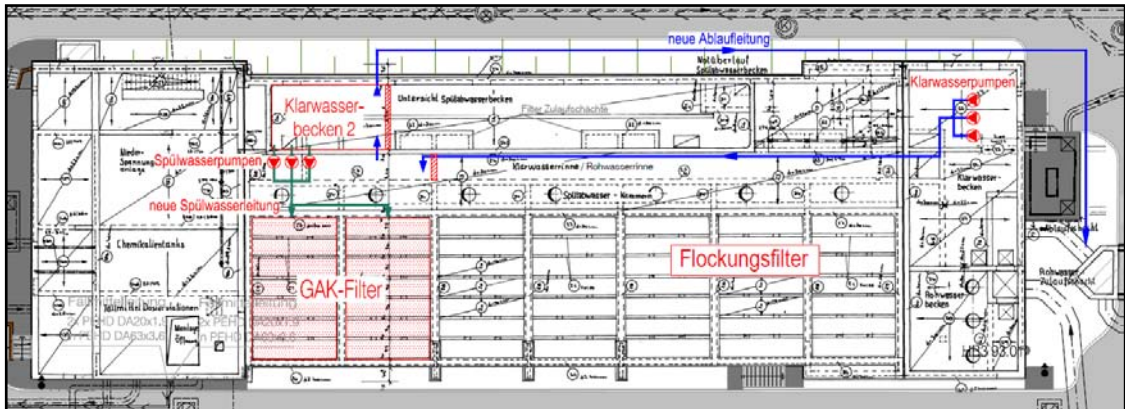


Abbildung 33: Variante 2 GAK in vorhandenen Filterzellen

Die 2 gewählten Filter werden mit einer 1,9 m hohen Filterschicht granulierter Aktivkohle ausgestattet. So bleibt ausreichend Freibord, um einen Abtrieb der Filterkohle mit einer Filterbettexpansion von etwa 50 % bei der Rückspülung zu verhindern. Die GAK-Filter haben eine Oberfläche von je ca. 40 m² und ein Gesamtvolumen von insgesamt 155 m³. Die maximale Filtergeschwindigkeit soll bei der Außerbetriebnahme eines Filters 15 m/h nicht übersteigen und eine Kontaktzeit von mindestens 8 Minuten bei maximalem Zufluss erreichen.

Das Wasser durchfließt die GAK-Filter von unten nach oben und gelangt über die abgetrennte Klarwasserrinne in ein 2. Klarwasserbecken. Dies wird durch eine Trennwand im vorhandenen Spülabwasserbecken geschaffen. Das Spülabwasserbecken verfügt über ein deutlich größeres Volumen als es gemäß Bemessung der Filter durch die Firma Philipp Müller Wasseraufbereitung erforderlich ist, so dass ausreichend Volumen für ein 2. Klarwasserbecken vorhanden ist, zumal sich die Menge des Spülabwassers durch die geringeren Spülgeschwindigkeiten (ca. 15 m/h) der Spülung der GAK-Filter verringert.

Vom 2. Klarwasserbecken ist eine neue erdverlegte Ablaufleitung außerhalb des Filtergebäudes zum MID-Schacht vorgesehen. Das Klarwasserbecken 2 dient außerdem als Spülwasservorlage für die 2 + 1 Spülwasserpumpen für die GAK-Filter. Des Weiteren sind die vorhandenen Spülwasserleitungen der als GAK-Filter genutzten Filterzellen zu demontieren und durch neue Leitungen zu ersetzen.

Zusammengefasst lassen sich die wesentlichen Bemessungsergebnisse der klärtechnischen Berechnung des GAK-Filters wie auf der kommenden Seite folgt darstellen:

- Verfahrenstechnik GAK-Filter 1-stufig
- 1. Stufe 2 Filter mit 8,18 m x 5,0 m
- Festbetthöhe 2,30 m
- Aufenthaltszeit 18 min

Für die Verwendung einer geeigneten granulierten Aktivkohle wird nachfolgend ein Vorschlag aufgeführt, der im Rahmen der weiteren Planung überprüft und durch labortechnische Untersuchungen bestätigt werden sollte.

Beispielhaft wird folgendes vorgesehen:

- Granulierte Aktivkohle z. B. AquaSorb
- Material untere Stützsichten Kornfraktion 4 – 16 mm, Höhe 30 cm
- Material zweite Schicht Kornfraktion 0,5 – 2,4 mm, Höhe 2,0 m
- Schüttdichte 420 kg/m³

Steuer- und Regeltechnik

Für den Betrieb des GAK-Filters und insbesondere für die Fragestellung, inwieweit Spülungen überhaupt abhängig von der Zulaufbelastung notwendig sein werden, ist die grundsätzliche Erfassung von Online-Daten notwendig. Beispielhaft sind nachfolgend verschiedene Betriebsparameter aufgeführt:

- Druck im Zu- und Einlauf Filter (online)
- Volumenstrom Filterzelle (online)
- Start- und Endzeit Filtrationsbetrieb
- Start- und Endzeit Filtrationszyklus bis Spülung
- Druck Filterspülphasen (online)
- Spülzeit Pumpenspülung Parameter (Art, Luft/Wasser, Dauer, Volumenstrom)

Betriebliche Aspekte

Ein abgestufter Filterschichtaufbau mit granulierter Aktivkohle ist beim Rückspülen erforderlich bzw. von Nöten, um ein Verstopfen der Filterdüsen zu vermeiden. Abhängig von der CSB- bzw. DOC-Zulaufkonzentration im Filterbetrieb wird die Beladung der Aktivkohle im laufenden Betrieb anwachsen und die Standzeit limitieren. Hierbei wird von entscheidender Bedeutung sein,

welche Ziele der Spurenstoffelimination bei einem Betrieb des GAK-Filters gewählt werden bzw. für welche Parameter welche Reinigungsleistung angestrebt wird.

6.3 Variante 3.1 - Neubau Ozonreaktor

Bei der Variante 3.1 ist eine Ozonung des Ablaufes der Flockungsfiltration vorgesehen. Der neue zweistraßige Ozonreaktor soll südlich der Flockungsfiltration in dem Speicherbecken entstehen. Die Zulaufleitung der Filtration läuft an diesem Becken vorbei, sodass der Teilstrom mittels des vorhandenen Schachtbauwerkes entnommen werden kann. Dazu wird ein Teil des Wassers im Schacht angestaut und durch 2 + 1 Pumpen zum Reaktionsbecken gefördert.

Die Auslegungswassermenge zur Bemessung der Ozonanlage wurde auf die gewählten 170 l/s festgesetzt.

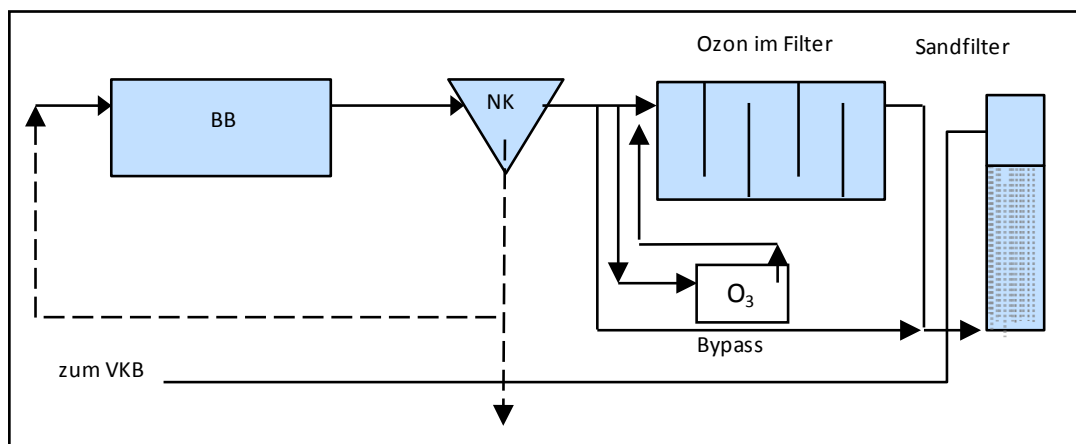


Abbildung 34: Schema Lösungsvariante 3.1 - Ozonung

Für den Ozoneintrag kommen prinzipiell 2 Verfahrensweisen in Frage. Zum einen ist das ein Eintrag des ozonhaltigen Gases über Diffusoren direkt in den Ozonreaktor. Alternativ dazu kann ein Teilstrom aus dem Reaktor mit einer Pumpe abgezogen werden, der über einen Mischinjektor das ozonreiche Luftozongemisch ansaugt und anschließend in den Ozonreaktor eingetragen wird. Nach neuesten Erkenntnissen liefern beide Systeme bei einem vergleichbaren Energieverbrauch vergleichbare Eliminationsraten (HERBST ET AL. 2011). Für die Ausführung auf der Kläranlage Lage wird der Ozoneintrag über ein Injektorsystem vorgesehen. Dies bietet den Vorteil, dass bei einem im Filtrationsgebäude aufgestellten Ozonerzeuger und Injektor die Vermischung des Ozons mit dem Beschickungsvolumenstrom der Ozonreaktoren noch im Gebäude erfolgen kann und keine separate Ozonleitung aus dem Gebäude zu

den neu zu errichtenden Reaktoren gelegt werden muss. Dieser Teilstrom wird aus dem Ablauf des Behandlungsbeckens umgeleitet, mit Ozon gesättigt und in den Zulauf der Ozonreaktoren zurückgeführt.

Im Anschluss an das Durchfließen der Ozonreaktoren wird das Abwasser dann über eine Rohrleitung wieder der Zulaufleitung der Filtration zugeführt. Anschließend erfolgt die biologische Nachbehandlung in den Flockungsfiltern der Kläranlage.

Die Auslegung der Ozonerzeugung erfolgt auf eine maximale Dosierung von 10 mg O₃/l bei der Bemessungswassermenge von 170 l/s. Hieraus ergibt sich eine benötigte, maximale Dosiermenge von 6,1 kg/h. Zur Wirtschaftlichkeitsbetrachtung wird von einer mittleren Dosierrate von 6 mg O₃/l bei einem mittleren Abwasserzulauf zur Ozonanlage von 140l/s ausgegangen. Hiermit ergibt sich eine mittlere Ozondosierung von 3 kg/h.

Die Ozonerzeugung nach dem Prinzip der stillen, elektrischen Entladung benötigt zur Herstellung von 1 kg Ozon ca. die 10-fache Menge Sauerstoff. Somit werden im Maximum ca. 61 kg/h Sauerstoff benötigt. Für die Wirtschaftlichkeitsbetrachtung ergibt sich die durchschnittlich benötigte Sauerstoffmenge zu 30,0 kg/h. Die Aufstellung des Ozonerzeugers soll in einem neuen Gebäude erfolgen, das auf das Speicherbecken gesetzt wird. Der Tank für den Flüssigsauerstoff inklusive des zugehörigen Verdampfers wird außerhalb im Anschluss an das Gebäude aufgestellt. So ist die Lieferung des Flüssigsauerstoffes über die breite Straße möglich.

Gewählt wird eine Aufenthaltszeit im Ozonreaktor von insgesamt 20 Minuten. Dabei wird jedoch das letzte Viertel der Ozonreaktoren durch eine Leitwand vom Rest des Reaktors getrennt und als Ausgasungszone definiert, sodass eine Aufenthaltszeit im Reaktor von 15 Minuten verbleibt. Der Ozonreaktor wird 2-straßig ausgeführt. Die lichten Abmessungen einer Straße inkl. Ausgasungszone betragen 12,5 m x 4 m x 4,0 m. Das Gesamtvolumen der beiden Reaktorstraßen inklusive Ausgasungszonen ergibt sich zu 200 m³, von denen $\frac{3}{4}$ als Reaktionsraum und $\frac{1}{4}$ als Ausgasungszone genutzt wird. Die Anordnung der neu geplanten Anlagenteile ist in der nachfolgenden Abbildung dargestellt.

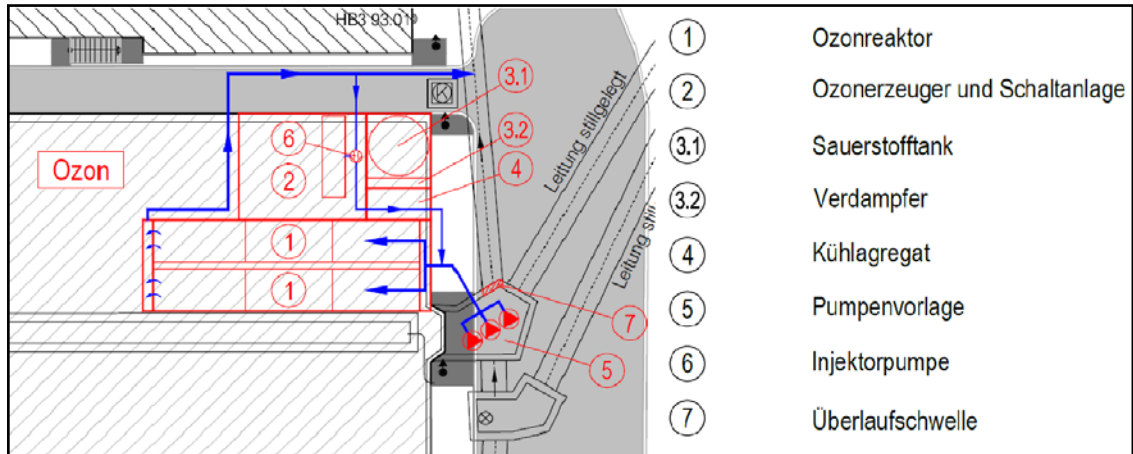


Abbildung 35: Variante 3.1: Nachgeschaltete Ozonung

Für eine optimale Regelung des Ozoneintrags erfolgen im Zulauf der Anlage die Messung der Wassermenge und DOC-Konzentration online. Um eine Überdosierung zu vermeiden und eine Bilanzierung des Ozoneintrags vornehmen zu können, werden zudem die Ozonkonzentration im Gasstrom nach dem Ozonerzeuger in der Abluft der Reaktionsbehälter und in der Wasserphase im Ablauf des Ausgasungsbehälters gemessen. Die Abluft aus der Injektorstraße wird gezielt über einen Restozonvernichter behandelt, um eventuelle Restkonzentrationen vor Austritt in die Atmosphäre sicher zu eliminieren. Aus Gründen der Arbeitssicherheit werden im Raum zur Aufstellung des Ozonerzeugers die Ozon- und Sauerstoffkonzentrationen in der Raumluft gemessen. Bei Bedarf erfolgt eine optisch/akustische Warnung bzw. eine Abschaltung der Anlagen.

Die wesentlichen verfahrenstechnischen Bemessungsgrundlagen werden nachfolgend kurz zusammengefasst:

- Aufenthaltszeit im Reaktionsbehälter (inkl. Ausgasungszone) 15 + 5 = 20 Min.
- Ozondosierung bezogen auf Q_{Bem} 6 bis 10 mg O_3/l
- Sauerstoffbedarf 10 g $O_2/g O_3$

Aufgrund der o. g. Problematik der Transformationsprodukte wird in der Regel eine Stufe der biologischen Behandlung der Ozonung nachgeschaltet. Durch den nachfolgenden Aufenthalt in den Schönungsteichen der Kläranlage, in denen aufgrund des noch im Abwasser enthaltenen Sauerstoffes auch biologische Abbauprozesse ablaufen, werden zudem die während der Oxidation entstehenden, biologisch abbaubaren Verbindungen abgebaut.

6.4 Variante 3.2 - Ozonreaktor in vorhandender Filterzellen

Analog zur Variante 2 ist es ebenso möglich den Ozonreaktor in eine der bestehenden Filterzellen unterzubringen.

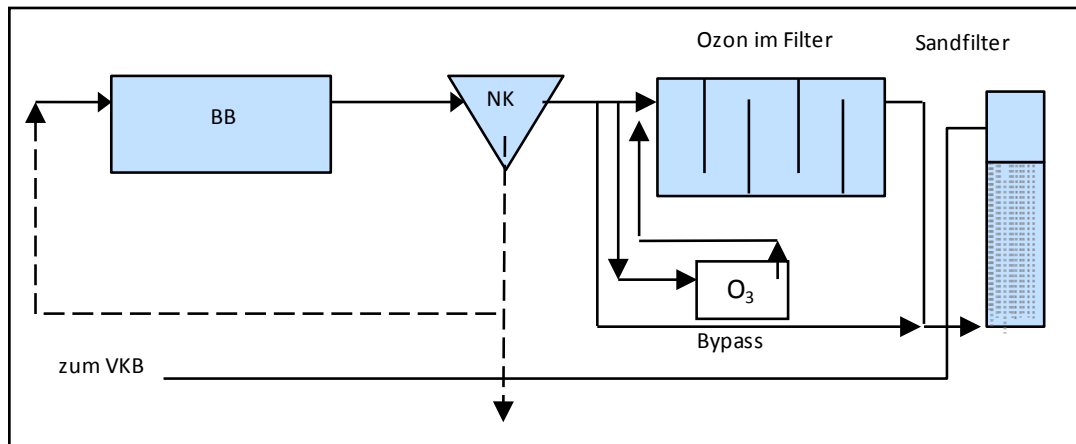


Abbildung 36: Schema Lösungsvariante 3.2 - Ozonung

Dafür wird eine der Filterzellen in einen Ozonreaktor umgebaut und mit Stahltrennwänden für eine Erhöhung der Aufenthaltszeit versehen. Um ein Austreten des Ozongases in die Filterhalle und die Luft zu verhindern, müsste die Filterzelle sowie der Ablauf luftdicht mit einer Betondecke geschlossen werden. Der Zulauf zum Ozonreaktor wird über 2 + 1 Pumpen auf 170 l/s begrenzt werden. Hierfür ist auch ein Umbau des vorhandenen Rohwasserbeckens nötig. Da sowohl der Zu- wie auch der Ablauf aus dem oder in das Rohwasserbecken führen soll, muss dafür gesorgt werden, dass bereits behandeltes Wasser nicht wieder in den Ozonreaktor gepumpt wird. Dazu wird ein Teil des Rohwasserbeckens durch eine Wand mit Überfallkante abgetrennt. Die Zulaufpumpen werden hinter dieser Trennwand aufgestellt, während der Ablauf der Ozonanlage in das größere, nicht abgetrennte Rohwasserbecken zurückfließt. Die Planung sieht eine 2-straßige Anlage vor, in der beide Kammern zusammen auf Aufnahme und Behandlung des gesamten Teilstroms ausgelegt werden.

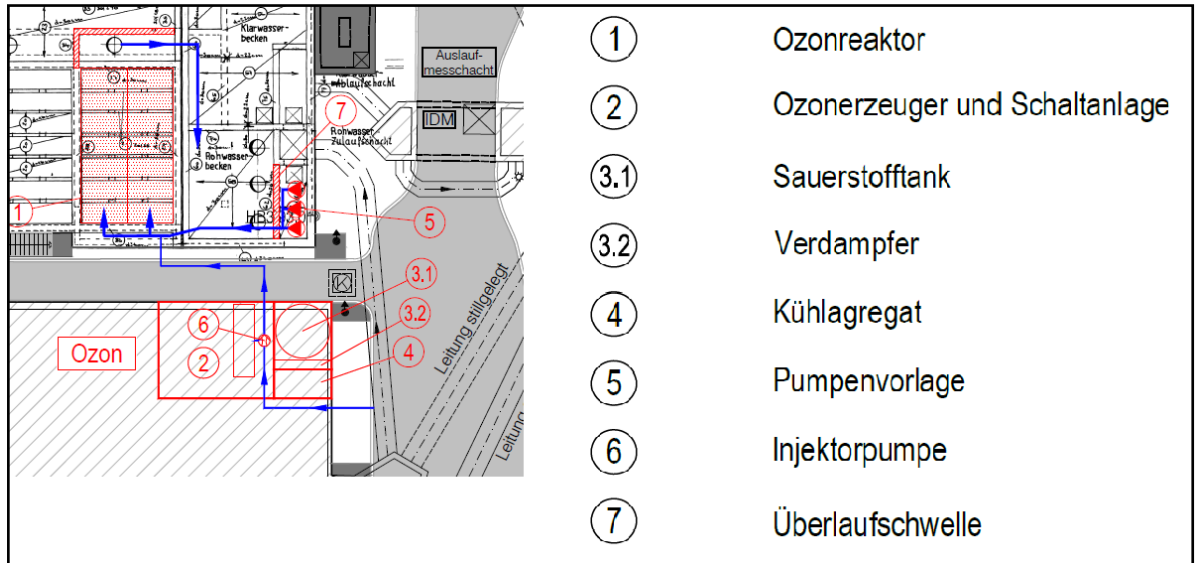


Abbildung 37: Variante 3.2 Ozonung in vorhandener Filterzelle

Auch bei dieser Variante wird, wie bei der nachgeschalteten Ozonbehandlung, ein Injektorsystem zur Ozoneintragung vorgesehen. Es könnte jedoch auch ein Diffusorsystem angewendet werden. Dann müsste jedoch die Zuleitung des Ozongases gesondert gesichert werden.

Alternativ wäre es auch denkbar die anliegende Filterzelle als Aufstellungsraum für Ozongenerator, Restozonvernichter und Schaltanlagen umzubauen und mit einem Zugang von außen auszustatten. Der benötigte Sauerstofftank und das Kühlaggregat müssten jedoch nördlich des Filtergebäudes an der vorhandenen Straße errichtet.

7 KOSTENSCHÄTZUNG

7.1 Allgemeines

Es wurde eine Wirtschaftlichkeitsanalyse der vier zu untersuchenden Varianten für die Spurenstoffelimination durchgeführt. Für die Wirtschaftlichkeitsanalyse wurden sowohl die Investitionskosten als auch die Betriebskosten ermittelt und daraus die Jahreskosten errechnet. Die Ergebnisse werden im Folgenden dargestellt. Die Kostenschätzung ist in Anlage 4.1 beigefügt.

7.2 Investitionskosten

Basierend auf den klärtechnischen Berechnungen (siehe Anlage 3.1) und den Lageplanskizzen wurden die Investitionskosten für die verschiedenen Lösungsvarianten geschätzt. Hierbei wurden Kosten für Bau-, Maschinen- sowie EMSR-Technik unterschieden. Die Kosten wurden anhand spezifischer Preise, basierend auf aktuellen Submissionsergebnissen sowie aktuellen Einheitspreisen ermittelt. Die Ergebnisse der Investitionskostenschätzung sind in Tabelle 2 unten zusammengefasst.

Tabelle 2: Investitionskosten

Kurztext	Variante 1	Variante 2	Variante 3.1	Variante 3.2
Bau	556.340 €	418.690 €	403.198 €	209.329€
Maschinen	863.923 €	602.259 €	575.998 €	678.727 €
EMSR	426.079 €	306.285 €	293.759 €	266.417 €
Summe netto	1.846.343 €	1.327.234 €	1.272.954 €	1.154.473 €
19 % MwSt.	<u>350.805 €</u>	<u>252.174 €</u>	<u>241.861 €</u>	<u>219.350 €</u>
Summe brutto	2.197.148 €	1.579.408 €	1.514.816 €	1.373.822 €
Prozente	160 %	115 %	110%	100 %

Variante 1: GAK in nachgeschalteten Druckkesseln

Variante 2: GAK in vorh. Flockungsfilter

Variante 3.1: nachgeschaltete Ozonbehandlung

Variante 3.2: Ozonanlage im Festbett

Die Investitionskosten für die Ozon Variante 3.2, welche eine Ozonbehandlung in einem vorhanden Filter vorsieht, sind mit ca. 1,37 Mio. € am niedrigsten. Die Kosten für die Varianten 3.1 und 2 liegen mit knapp 1,51 und 1,58 Mio. € brutto

etwas höher. Die höchsten Kosten erreicht die nachgeschaltete GAK-Filtration mit 2,2 Mio. €

7.3 Betriebskosten

Um eine Wirtschaftlichkeitsuntersuchung durchzuführen, werden Jahreskosten berechnet. Hierbei sind die Betriebskosten der verschiedenen Konzepte von besonderer Bedeutung.

Für die Berechnung der Betriebskosten wurden die Kosten für Personal, Energie, Chemikalien sowie Wartung und Versicherungen ermittelt. Einsparungen in der Abwasserabgabe wurden bisher nicht berücksichtigt.

Nachfolgende Randbedingungen wurden bei der Ermittlung der Betriebskosten zugrunde gelegt.

- Energiekosten 0,19 €/kWh (brutto) = 0,16 €/kWh (netto)
- Facharbeiter 46.900 €/a
- Wartung/Versicherung 1 bzw. 2 % Investitionskosten

In die Ermittlung des Energiebedarfs wurden der Energiebedarf für Pumpen, Gebläse, Ozonerzeugung sowie die Messtechnik eingerechnet. Die Kosten für Chemikalien beinhalten im Wesentlichen die Kosten für die Aktivkohle und den Sauerstoff.

Als spezifischer Preis für die granuliert Aktivkohle wurden Kosten in Höhe von 1.600 €/t angesetzt. Bei der Berechnung der Investitionskosten wurden für die erste Füllung der granulierten Aktivkohlefilter ebenfalls die Kosten für neue Aktivkohle angesetzt. Die erforderlichen Mengen der GAK wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt. Zur Betriebskostenberechnung wurden die mittleren Standzeiten der Aktivkohlefilter angesetzt.

Bei den Varianten 3.1 und 3.2 wurden Kosten in Höhe von 0,25 €/kg Sauerstoff angesetzt. Dies beinhaltet den Sauerstoff sowie die Tankmiete. Die erforderlichen Sauerstoffmengen wurden in der klärtechnischen Berechnung ermittelt.

In Tabelle 3 sind die Betriebskosten der unterschiedlichen Varianten zusammengefasst.

Tabelle 3: Betriebskosten

Kurztext	Variante 1	Variante 2	Variante 3.1	Variante 3.2
Personal	9.384 €	9.384 €	9.384 €	9.384 €
Energie	15.869 €	13.759 €	87.954 €	85.839 €
Chemikalien	148.800 €	148.800 €	66.226 €	66.226 €
Wartung/ Versicherungen	31.363 €	22.358 €	21.427 €	20.996 €
Summe netto	205.417 €	194.301 €	184.991 €	182.445 €
19 % MwSt.	<u>37.790 €</u>	<u>35.939 €</u>	<u>34.181 €</u>	<u>33.720 €</u>
Summe brutto	244.446 €	231.219 €	220.139 €	217.110 €
Prozente	113 %	105 %	101 %	100 %

Variante 1: GAK in nachgeschalteten Druckkesseln
 Variante 2: GAK in vorh. Flockungsfilter
 Variante 3.1: nachgeschaltete Ozonbehandlung
 Variante 3.2: Ozonanlage im Festbett

Alle vier Varianten liegen mit Betriebskosten zwischen 217.000 € und 244.000 € nahe beinander. Variante 2 weist mit 217.000 € die niedrigsten Betriebskosten auf und unterscheidet sich um ca. 27.000 € von der Variante 1 mit den höchsten Betriebskosten.

Die Betriebskosten setzen sich im Wesentlichen aus Energiekosten und Kosten für Chemikalien zusammen. Während bei den Aktivkohlevarianten (Varianten 1 und 2) die höchsten Kosten bei den Chemikalien (Aktivkohle) auftreten, sind bei den Varianten 3.1 und 3.2 (Ozonanlage) die Energiekosten für die Ozonerzeugung der wesentliche Kostenfaktor.

7.4 Jahreskosten

Für die bessere Vergleichbarkeit der Varianten mit der Studie von 2011 wurden bei der Ermittlung der Jahreskosten die Randbedingungen von 2011 berücksichtigt. Bei der zweiten Jahreskostenberechnung sind dann die aktuellen Werte für die Abschreibungszeiträume und den Zinssatz gewählt worden.

Werte aus der Studie von 2011:

- Nutzungsdauer Bau 40 Jahre
- Nutzungsdauer Maschinenteknik 20 Jahre
- Nutzungsdauer EMSR-Technik 10 Jahre
- Kalkulatorischer Zinssatz 5 %

Tabelle 4: Vergleich der Jahreskosten (Kalkulatorische Grundlagen 2011)

Kurztext	Variante 1	Variante 2	Variante 3.1	Variante 3.2
Jahreskosten netto	362.342 €/a	306.694 €/a	292.751 €/a	283.609 €/a
19 % MwSt.	<u>68.845 €/a</u>	<u>58.272 €/a</u>	<u>55.623 €/a</u>	<u>53.886 €/a</u>
Jahreskosten brutto	431.187 €/a	364.966 €/a	348.374 €/a	337.495 €/a
Prozente	128%	108 %	103 %	100 %

Variante 1: GAK in nachgeschalteten Druckkesseln
 Variante 2: GAK in vorh. Flockungsfilter
 Variante 3.1: nachgeschaltete Ozonbehandlung
 Variante 3.2: Ozonanlage im Festbett

Anhand der Jahreskostenberechnung lässt sich erkennen, dass die Variante 1 mit rund 431.000 € die höchsten Kosten aufweist. Variante 2 mit ca. 365.000 € liegt deutlich dahinter und schon in dem Bereich der Ozon-Varianten. Diese liegen mit ca. 337.000 € bis 348.000 € um einiges niedriger als die Lösungen mit einer GAK-Behandlung.

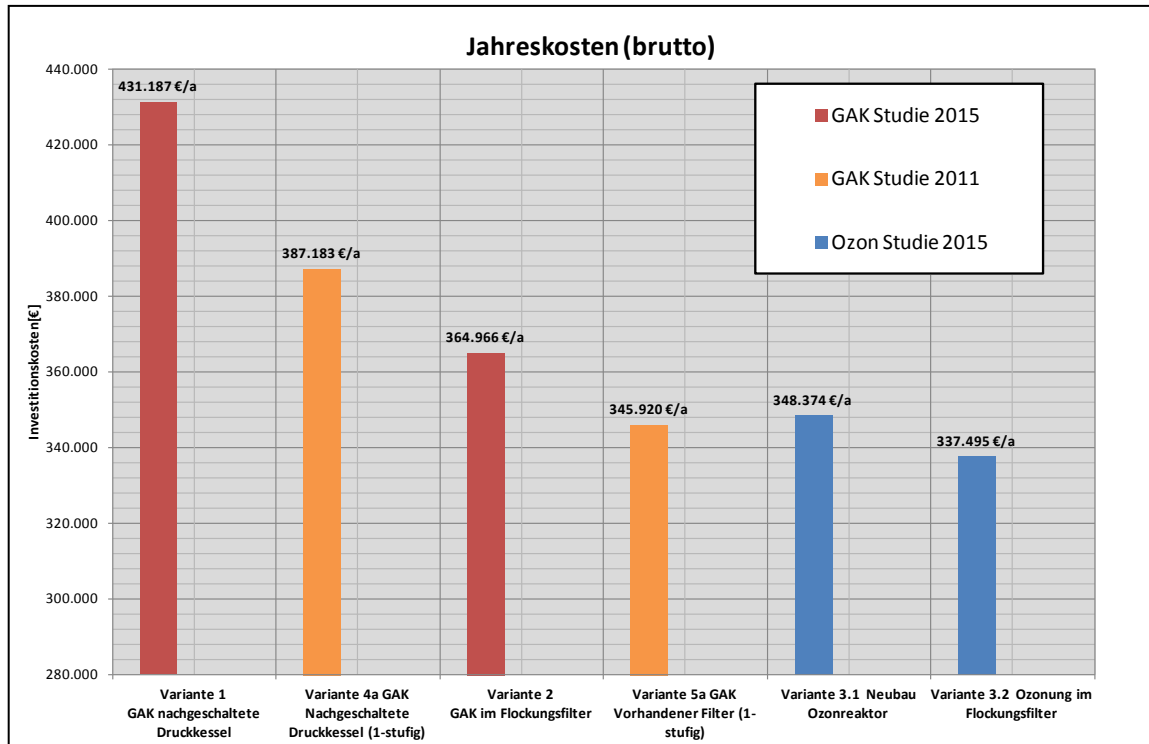


Abbildung 38: Vergleich Jahreskosten (Kalkulatorische Grundlagen 2011)

Aus der Machbarkeitsstudie von 2011 eignen sich zwei Varianten (Variante 4a - nachgeschaltete Druckkessel und Variante 5a - GAK in vorhandenen Filtern) zum direkten Vergleich mit den Varianten dieser Machbarkeitsstudie. In Abbildung 38 werden die Jahreskosten mit den Randbedingungen aus dem Jahr 2011 grafisch dargestellt.

Es ist zu erkennen, dass selbst die GAK-Varianten günstiger sind als die Varianten von 2011. Die Jahreskosten der Ozon-Varianten liegen sogar noch um einiges niedriger.

Kalkulatorische Grundlagen aus der Studie von 2015:

- Nutzungsdauer Bau 33 Jahre,
- Nutzungsdauer Maschinentechnik 12Jahre,
- Nutzungsdauer EMSR-Technik 12 Jahre,
- Kalkulatorischer Zinssatz 5,5 %.

Tabelle 5: Jahreskosten 5,5%

Kurztext	Variante 1	Variante 2	Variante 3.1	Variante 3.2
Jahreskosten netto	392.000 €/a	327.493 €/a	312.654 €/a	305.995 €/a
19 % MwSt.	<u>74.480 €/a</u>	<u>62.224 €/a</u>	<u>59.404 €/a</u>	<u>58.139 €/a</u>
Jahreskosten brutto	466.480 €/a	389.716 €/a	372.058 €/a	364.134 €/a
Prozente	128 %	107 %	102 %	100 %

Variante 1: GAK in nachgeschalteten Druckkesseln
 Variante 2: GAK in vorh. Flockungsfilter
 Variante 3.1: nachgeschaltete Ozonbehandlung
 Variante 3.2: Ozonanaloge im Festbett

Die Auswertung der Jahreskosten mit den neuen Werten bringt ein ähnliches Ergebnis wie zuvor. Die Varianten 3.1 und 3.2 liegen mit 364.000 € bis 372.000 € wieder am niedrigsten. Die GAK Varianten 1 und 2 haben mit Jahreskosten von 390.000 € bis 466.000 € sogar noch einen geringfügig größeren Abstand zu den Ozon-Varianten erreicht.

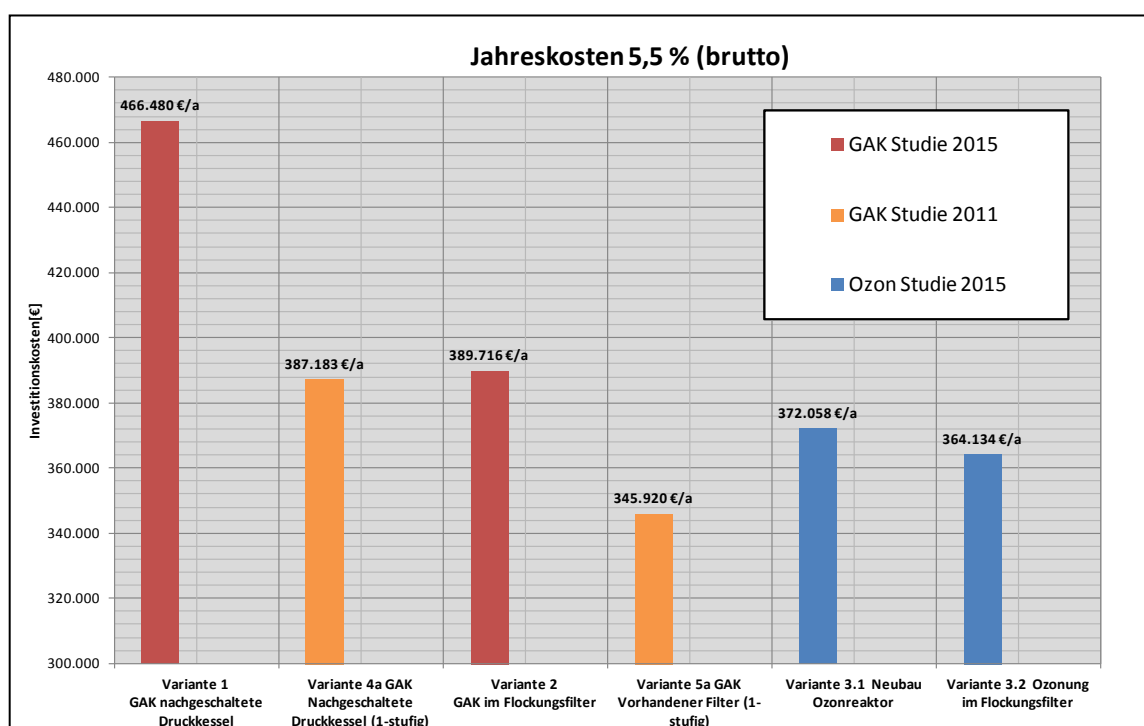


Abbildung 39: Vergleich Jahreskosten (Kalkulatorische Grundlagen 2015)

Der Vergleich der neuen Jahreskostenberechnung mit den Kosten der zwei Varianten aus der Studie von 2011 fällt im Vergleich zu der vorherigen deutlich anders aus.

Durch die kürzeren Abschreibungszeiträume und den höheren Zinssätzen steigen die Jahreskosten bei allen Varianten an. Dadurch sind die Kosten der beiden GAK-Varianten nun höher (Nachgeschaltete Druckkessel) oder annähernd gleich (GAK in vorh. Filtern) als die verfahrensgleichen Varianten aus der Machbarkeitsstudie von 2011. Zu erkennen ist allerdings auch, dass die beiden Ozon-Varianten nach wie vor die niedrigsten Jahreskosten aufweisen.

8 BEWERTUNG DER PLANUNGSKONZEPTE ZUR SPURENSTOFF-ELIMINATION

Abgesehen von den Kosten gibt es noch weitere Kriterien, wie z. B. die Reinigungsleistung, die Entstehung und Auswirkungen von möglichen Transformationsprodukten oder den Betriebsaufwand, welche die Auswahl der bevorzugten Verfahrensvariante beeinflussen. Die Hydro-Ingenieure GmbH erarbeitet hierfür eine Bewertungsmatrix (siehe Abbildung 37 und Anlage 5.1) in der eine Bewertung anhand dieser Kriterien für die verschiedenen Varianten durchgeführt wurde. Die Kriterien sind prozentual gewichtet und die Varianten mit einer Punktzahl von 1 bis 5, wobei 1 die niedrigste und 5 die höchste Bewertung darstellt, bewertet.

Die Höhe der **Jahreskosten** wird als das wichtigste Kriterium gesehen und daher mit der höchsten Gewichtung (40%) eingestuft. Wie schon im Kapitel 7.4 erläutert, liegen die Varianten 3.1 und 3.2 nahe beieinander, weswegen sie mit der höchsten Punktzahl von 5 Punkten bewertet werden. Variante 2 erreicht 4 Punkten in der Bewertung, da die Jahreskosten im Vergleich zu den beiden Varianten 3.1 und 3.2 nur geringfügig höher sind. Da die nachgeschaltete GAK-Filtration einen relativ großen Neubau beinhaltet und damit die höchsten Kosten im Vergleich mit den anderen Varianten aufweist, erreicht sie die niedrigste Punktzahl, welche in diesem Fall 3 Punkte beträgt.

Im Bereich der **Planungssicherheit** bzw. der **Referenzen** der untersuchten Varianten im Bereich der kommunalen Abwasserreinigung schneiden die beiden Varianten mit einer Ozonbehandlung (5 Punkte) am besten ab, gefolgt von den GAK-Anlagen (4 Punkte). Für beide Behandlungsverfahren gibt es bereits mehrere gut funktionierende Anlagen und ausreichend Forschungsergebnisse.

Ein weiteres wichtiges Kriterium ist die **Reinigungsleistung** hinsichtlich der Spurenstoffelimination der verschiedenen Verfahren. Die Reinigungsleistung variiert für die unterschiedlichen Spurenstoffe. Zwischen den unterschiedlichen Verfahren sind jedoch keine wesentlichen Unterschiede in der Reinigungsleistung in Hinblick auf die eingesetzten Materialien zu erkennen. Aufgrund dieser Erkenntnisse bekommen die meisten Varianten 4 Punkte.

Redundanz und die **Betriebssicherheit** ist ebenfalls ein wichtiges Kriterium. Sie wird für die Varianten mit Aktivkohle als am höchsten eingeschätzt. Die Variante 1 wird mit 5 Punkten bewertet, da auch bei einem Ausfall eines Druckkessels durch Verringerung der Kontaktzeit der gesamte Teilstrom durch die restlichen 5 Filter behandelt werden kann. Die Variante 2 hat dagegen mit nur zwei vorhandenen Filterzellen eine geringere Reserve bei einem Ausfall einer Zelle.

Deswegen wird diese Variante nur mit 3,5 Punkten bewertet. Bei den Ozonvarianten besteht jedoch im Falle eines Defektes an dem Ozongenerator die Gefahr eines kompletten Ausfalls. Deswegen werden diese Varianten mit 3 Punkten (Variante 3.1) bzw. 3,5 Punkten (Variante 3.2 aufgrund der größeren Leistungsfähigkeit der einzelnen Straßen) bewertet.

Ein in der Literatur und der Öffentlichkeit diskutiertes Kriterium sind die Entstehung und die Auswirkungen von **Transformationsprodukten** bei der Ozonung. Studien, z. B. auf der Kläranlage Regensdorf in der Schweiz, haben gezeigt, dass bei der Ozonung Transformationsprodukte entstehen, diese aber in einer anschließenden Reinigungsstufe mit biologischer Aktivität weitestgehend wieder abgebaut werden können. Es konnten keine negativen Auswirkungen auf das Ökosystem im Vorfluter nachgewiesen werden. Da auf beide Behandlungsverfahren mit Ozon auch eine nachgeschaltete Reinigungsstufe mit biologischer Aktivität (Filtration) folgt, erreichen alle Varianten eine Bewertung mit 5 Punkten.

Der Aufwand für **Wartungsarbeiten / Betriebsaufwand** ist insbesondere aus betrieblicher Sicht ein weiteres wichtiges Kriterium. Der Wartungs- und Betriebsaufwand für die Ozon-Variante wird als relativ gering eingeschätzt. Deswegen werden diese Varianten mit 4 Punkten bewertet. Da für die GAK-Filtration im Festbett ein neuer Betriebspunkt eingerichtet wird, erhält diese Variante auch eine Punktzahl von 4. Für die Variante mit nachgeschalteten GAK-Druckkesseln wird der geringste Aufwand angenommen und somit werden 5 Punkte gegeben.

Kriterium	Gewichtung	Wertung						Filter	gewichtete Punkte	gewichtete Punkte	gewichtete Punkte	gewichtete Punkte	gewichtete Punkte	gewichtete Punkte	Summe	%
		Filter	Neuba	GAK in	GAK in	GAK in	GAK in									
S		4,60	33,5	4,60	35	3,80	29,5	3,60	31					100		
H		0,20	5	0,20	5	0,00	1	0,00	1					5		
N	-EMMISSION	0,20	4	0,20	4	0,20	4	0,20	4					5		
W		0,20	4	0,20	4	0,20	4	0,20	5					5		
T		0,20	5	0,20	5	0,20	5	0,20	5					5		
R		0,30	3,5	0,30	3	0,30	3,5	0,50	5					10		
R		0,40	4	0,40	4	0,40	4	0,40	4					10		
P		1,00	5	1,00	5	0,80	4	0,80	4					20		
H		2,00	5	2,00	5	1,60	4	1,20	3					40		
			gewichtete Punkte		gewichtete Punkte		gewichtete Punkte		gewichtete Punkte							
			Filter		Ozo		Filter		Filter							
			Varia		Neuba		GAK in		GAK in							
			Varia		Varia		Varia		Varia							

5 = sehr gut
 4 = gut
 3 = befriedigend
 2 = ausreichend
 1 = schlecht

Abbildung 40: Bewertungsmatrix

Die **Nachhaltigkeit/CO₂-Emissionen** der verschiedenen Verfahrenstechniken ist in letzter Zeit immer mehr in den Fokus des Interesses gerückt. Untersuchungen ergeben, dass der Primärenergieverbrauch bzw. der CO₂-Ausstoss bei der Aktivierung/ Reaktivierung der Aktivkohle und bei der Energiegewinnung für eine Ozonanlage in etwa gleich hoch sind. Daher werden alle 4 Varianten einheitlich mit 4 Punkten bewertet.

Als letzter Bewertungspunkt wurde die Fähigkeit der Varianten zur **Hygienisierung** des Abwasser gewählt. Durch das Verfahren der Ozonung, welches auch in der Trinkwassergewinnung eingesetzt wird, erreicht man eine Entkeimung und eine weitestgehende Hygienisierung des Teilstromes. Für diesen zusätzlichen Effekt, der bei der Spurenstoffelimination auftritt, erhalten die beiden Ozon-Varianten jeweils 5 Punkte. Da eine Behandlung mit GAK zu keiner Hygienisierung des Wassers führt, erreichen diese beiden Varianten jeweils nur 1 Punkt.

In **Summe** schneiden die Varianten mit einer Ozonbehandlung mit 4,65 und 4,6 Punkten am besten ab. Um einiges geringer, mit einem Ergebnis von 3,86 und 3,66 Punkten schneiden die beiden Variante mit einer GAK-Filtration ab.

9 SPURENSTOFFBELASTUNG DER WERRE

9.1 Spurenstoffkonzentrationen im Ablauf der Kläranlage

Für die Kläranlage Lage wurden zwei Spurenstoffscreening mit einer mehrtätigen Mischprobe durchgeführt, auf dessen Ergebnisse im Folgenden eingegangen wird. Das erste Screening wurde am 16.06.2011 im Ablauf der Flockungsfiltration sowie Ober- und unterhalb in der Werre durchgeführt. Die zweite Untersuchung fand im Zeitraum vom 29.05.2012 bis zum 01.06.2012 (72-Stunden Mischprobe) statt. Alle Messungen wurden durch das Labor OWL Umweltanalytik vorgenommen (Anlage 2.2).

Derzeit gibt es noch keine speziellen Vorgaben bezüglich Konzentrationen von Spurenstoffen, jedoch zeigen z.B. die Bezirksregierungen von Düsseldorf und Münster besonderes Interesse an sieben ausgewählten Parametern (Kompetenzzentrum Mikroschadstoffe.NRW (2016): Mikroschadstoffentfernung machbar?, 20.10.2016)

Tabelle 6: Ausgewählte Spurenstoffe

Spurenstoff	Gruppe
Carbamazepin	Antiepileptikum
Clarithromycin	Antibiotikum
Diclofenac	Analgetikum
Metoprolol	Betablocker
Sotalol	Betablocker
Sulfamethoxazol	Antibiotikum
Benzotriazol	Korrosionsschutzmittel

Carbamazepin kommt bei der Behandlung von Epilepsien und depressiven Störungen zum Einsatz. Der Stoff kann auf konventionellen Kläranlagen nur geringfügig eliminiert werden. Carbamazepin weist auch eine geringe biologische

Abbaubarkeit in der Natur oder bei der Passage von Bodenschichten auf und kann somit in den Grundwasserkörper gelangen.

Bei bakteriellen Infektionen der Atemwege wird zur Behandlung unter anderem **Clarithromycin** verwendet. Es kann biologisch nur schwer abgebaut werden und übt vor allem auf Bakterien und Sedimentorganismen einen schädlichen Einfluss aus.

Bei **Diclofenac** handelt es sich um ein Schmerzmittel, welches zur Therapie von akuten und chronischen Schmerzen sowie Entzündungen eingesetzt wird. Nach der Definition der EU-Chemikalienverordnung (REACH) gilt es nicht als bioakkumulierender Stoff, ist jedoch für einige Gewässerlebewesen toxisch (Nierenversagen) und hat ebenfalls einen schädlichen Einfluss auf die Fauna.

Metoprolol wird zur Behandlung von Herzrhythmusstörungen oder Bluthochdruck eingesetzt. Der Stoff lagert sich ebenfalls nur geringfügig in Organismen an, verteilt sich dafür jedoch gut im Gewässer und lagert sich im Sediment an. Durch diese Eigenschaften kann er in Oberflächengewässern und im Grundwasser in erhöhter Konzentration vorkommen.

Sotalol kommt wie Metoprolol bei Bluthochdruck oder Herzrhythmusstörungen zum Einsatz und konnte in Gewässern ebenfalls in erhöhten Konzentrationen gemessen werden.

Sulfamethoxazol ist ein Antibiotikum, welches nahezu vollständig wieder ausgeschieden wird. Es weist ein kanzerogenes und mutagenes Potenzial auf, lagert sich jedoch nur geringfügig in Lebewesen an.

Benzotriazol kommen in erster Linie als Korrosionsschutzmittel in Farben und Lacken für Metalle zum Einsatz. Der Stoff weist in seinen verschiedenen Zuständen reproduktionstoxische bzw. persistente und bioakkumulierbare Wirkungen auf.

Alle sieben dieser prioritären Stoffe wurden zusammen mit anderen Spurenstoffen im Ablauf der Kläranlage Lage analysiert. Nachfolgend in der Abbildung 41 sind die Ergebnisse logarithmisch aufgeführt.

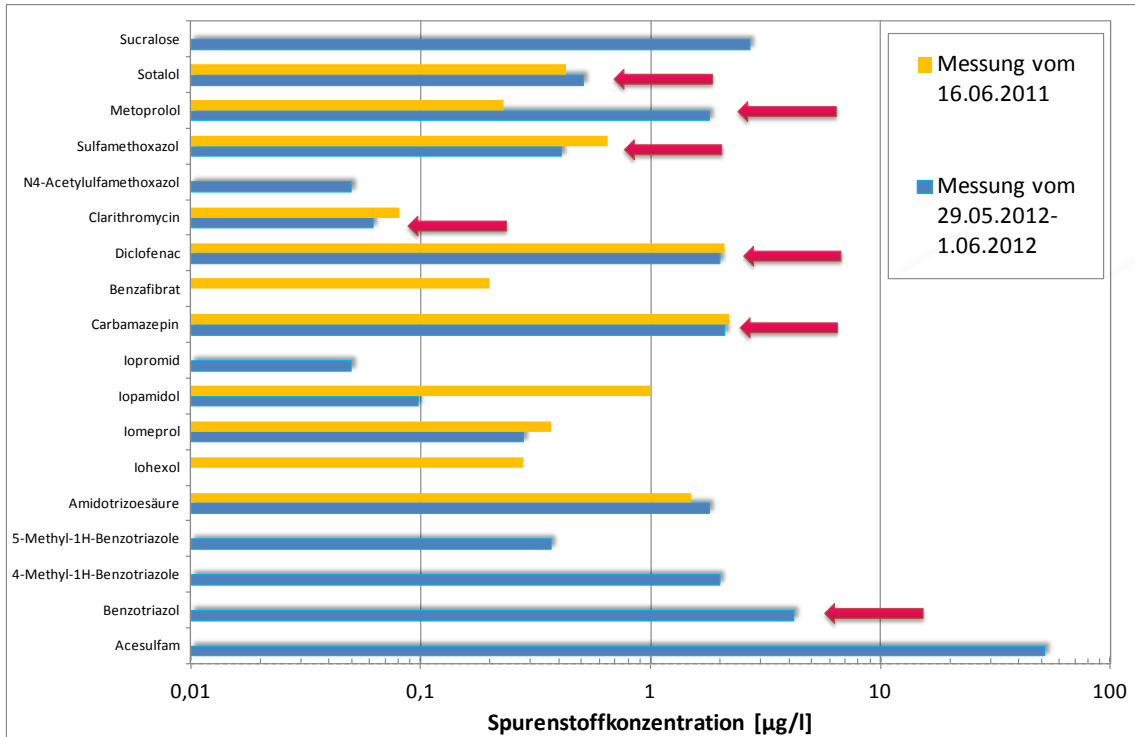


Abbildung 41: Ablaufkonzentration

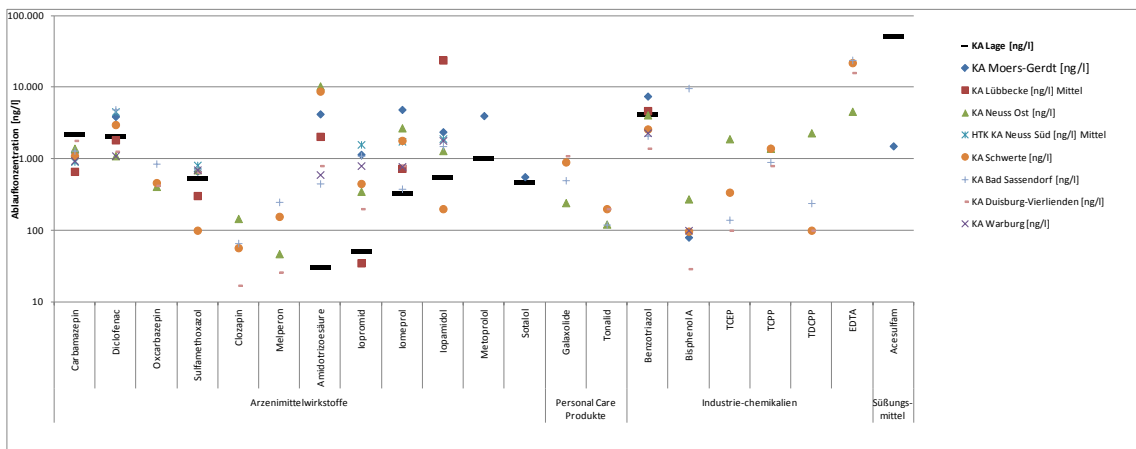


Abbildung 42: Vergleich der Ablaufkonzentration von ver. Kläranlagen

Die Mittelwerte der beiden Messungen wurden mit den Ablaufkonzentrationen anderer ausgewählter Kläranlagen verglichen und in der Abbildung 42 grafisch aufgearbeitet. Für die Parameter Sotalol, Diclofenac, Amidotrizoesäure, und liegt die Konzentration im Ablauf von Lage im mittleren Bereich aller gemessenen Werte. Für die Spurenstoffe Benzotriazol, Carbamazepin, Sulfamethoxazol und liegen die gemessenen Werte im oberen Bereich. Für die Stoffe Metoprolol, Iopromid, Iomeprol und Iopamidol wurde eine im Vergleich eher geringe Ablaufkonzentration festgestellt. Auffällig hoch ist die Konzentration des künstlichen Süßungsmittels Acesulfam.

9.2 Gewässersituation

Die Abwasserleitung aus der KA Lage erfolgt in das Gewässer Werre. Diese entspringt im Bereich der Stadt Horn-Bad Meinberg und mündet bei Bad Oeynhausen in die Weser. Die wesentlichen Seitengewässer der Werre sind die Bega, die Else und die Aa. Das Einzugsgebiet umfasst das Gebiet nördlich des Teutoburger Waldes von Melle bis Horn-Bad Meinberg. Das Einzugsgebiet beträgt 1.480 km², davon ca. 190 km² aus Niedersachsen.

Insgesamt leiten 26 kommunale Kläranlagen in die Werre und ihre Zuflüsse ein. Die Abwasserlast bezogen auf Nordrhein-Westfalen beträgt ca. 1.600.000 EW gereinigtes Abwasser. Der kumulierte Abwasseranteil bezogen auf das MNQ der Werre beträgt an der Einleitung der KA Lage 28,3 %, im Bereich der Einmündung in die Weser sind es 44 %.

Der chemische Zustand der meisten Gewässer in der Planungseinheit ist, abgesehen von den ubiquitären Stoffen, gut. In der Werre wurden jedoch Überschreitungen gemessen, die zu einer Einstufung in den schlechten „Chemischen Zustand ohne ubiquitäre Stoffe“ führen. Der gesetzlich verbindliche Grenzwert für Isoproturon und Tributylzinn wurde überschritten. Festgestellt wurden im Rahmen des WRRL-Monitorings auch Quecksilber in Biota und polycyclische aromatische Kohlenwasserstoffe (PAK). Bei den ACP wurden Defizite in einzelnen Fällen bei der Temperatur, beim Sauerstoff und beim pH-Wert festgestellt. Mehrfach sind Belastungen mit Stickstoff, Phosphor und Chlorid festgestellt worden. Letzteres stammt zum überwiegenden Teil aus den Arthesen des Staatsbades Bad Salzuflen.

In einigen Bereichen der Werre bzw. ihrer Nebengewässer wurden PBSM (Glyphosat, Flufenacet und Terbutryn) gefunden.

Bedingt durch die Einleitung von gereinigten Abwässern der kommunalen Kläranlagen finden sich Rückstände aus der Medizin (Humanpharmaka und Röntgenkontrastmittel). Hier werden die Jahresdurchschnittswerte bei vielen Stoffen erheblich überschritten. Im Einzelnen handelt es sich um die Parameter:

- 0,11-Dihydro-10
- 11-dihydroxycarb-amazepin
- 4-Acetamidoantipyrin
- Desfenlafaxin
- Hydroch-lorid
- Gabapentin

- 4-Aminoantipyrin
- 4-Formylamino-antipyrin
- Amidotrizoesäure
- Candesartan
- Metformin
- Tramadol
- Valsartan
- Clarithromycin
- Sotalol
- Sulfamethoxazol

Der Wasserkörper 46_21000 ist nach den Ergebnissen des WRRL –Monitorings u.a. wie folgt eingestuft worden:

Planungseinheit	PE_WES_1300		PE_WES_1300		PE_WES_1300		PE_WES_1300	
Wasserkörper-ID	46_0		46_12692		46_21000 ²		46_48256 ³	
Gewässername	Werre		Werre		Werre		Werre	
Wasserkörperbezeichnung	von der Eisenbahntrasse westl. von Löhne bis zur Einmündung in die Weser an der Seenplatte östl. von Bad Oyenhausen		vom Zufluss Düsedieksbach bei der Zentralkläranlage in Herford bis zur Eisenbahntrasse westl. von Löhne		vom Golfplatz Ottenhausen bis zum Zufluss Düsedieksbach bei der ZKA Herford		von der Orbker Straße in Detmold bis zum Golfplatz Ottenhausen	
LAWA-Fließgewässertyp	9.2		9.1		9.1		6	
Trinkwassergewinnung	nein		nein		ja		nein	
Wasserkörperausweisung	verändert - HMWB		natürlich - NWB		verändert - HMWB		natürlich - NWB	
HMWB-Fallgruppe	BmV-MGF				BmV-MGF			
Monitoringzyklus	2	3	2	3	2	3	2	3
Ökologischer Zustand	schlecht	unbefr.	unbefr.	unbefr.	unbefr.	unbefr.	unbefr.	schlecht
MZB Saprobie	gut	gut	gut	gut	mäßig	gut	mäßig	gut
MZB Allgemeine Degradation	mäßig	mäßig	unbefr.	mäßig	unbefr.	mäßig	gut	schlecht
MZB Versauerung	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.
MZB Gesamt	mäßig	mäßig	unbefr.	mäßig	unbefr.	mäßig	gut	schlecht
Fische	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig	mäßig
Makrophyten (PHYLIB)		unbefr.	mäßig	unbefr.	mäßig	unbefr.	mäßig	gut
Makrophyten (NRW)	schlecht	unbefr.	unbefr.	unbefr.	unbefr.	unbefr.	unbefr.	gut
Phytobenthos (Diatomeen)	mäßig	mäßig	mäßig	unbefr.	mäßig	mäßig	mäßig	gut
Phytobenthos o. Diatomeen		unbefr.		unbefr.	mäßig	mäßig	mäßig	
Phytoplankton	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.	nicht rel.
Ökologisches Potenzial	schlecht	unbefr.	nicht rel.	nicht rel.	unbefr.	unbefr.	nicht rel.	nicht rel.
MZB Allgemeine Degradation	mäßig	mäßig	nicht rel.	nicht rel.	unbefr.	mäßig	nicht rel.	nicht rel.
MZB Gesamt	mäßig	mäßig	nicht rel.	nicht rel.	unbefr.	mäßig	nicht rel.	nicht rel.
Fische	mäßig	mäßig	nicht rel.	nicht rel.	mäßig	mäßig	nicht rel.	nicht rel.

Abbildung 43: Einstufung der Werre

Im Zuge der biologischen-ökologischen Gewässeruntersuchung gemäß des Erlaubnisbescheides der Kläranlage Lage ist die Werre mit der Untersuchung

vom 08.06.2016 oberhalb der Einleitstelle in die Stufe „mäßig ökologische Potenzialklasse“ und unterhalb der Einleitstelle in die „gute ökologische Potenzialklasse“ eingestuft worden. In dieser Momentaufnahme ist entgegen der Einstufung nach den Ergebnissen des WRRL – Monitorings für die unterhalb liegende Untersuchungsstelle das Qualitätsziel der EG-WRRL bescheinigt. Als verantwortlich dafür zeigte sich das Teilmodul der allgemeinen Degradation.

9.3 Einfluss der Kläranlage Lage auf die Werre

Von den zuvor genannten Stoffen wurden zu mindestens die Parameter Amidotrizoesäure, Sulfamethoxazol, Clarithromycin und Sotalol im Ablauf der Kläranlage festgestellt. Die beiden erstgenannten liegen im Vergleich in einer mittleren Ablaufkonzentration vor, während Sotalol, auch aufgrund von nur einer Vergleichsmessung, eher im oberen Bereich anzusehen ist.

Durch die Messungen in der Werre ober- und unterhalb des Kläranlagenablaufes bei der Spurenstoffmessung, kann zu mindestens eine erste Einschätzung von dem Einfluss der Kläranlage auf das Gewässer gemacht werden, da auch die Spurenstoffkonzentration im Zu- und Ablauf der Kläranlagen Schwankungen unterliegt. Nachfolgend ist die Veränderung der Konzentration vor- und nach dem kläranlagenablauf grafisch dargestellt.

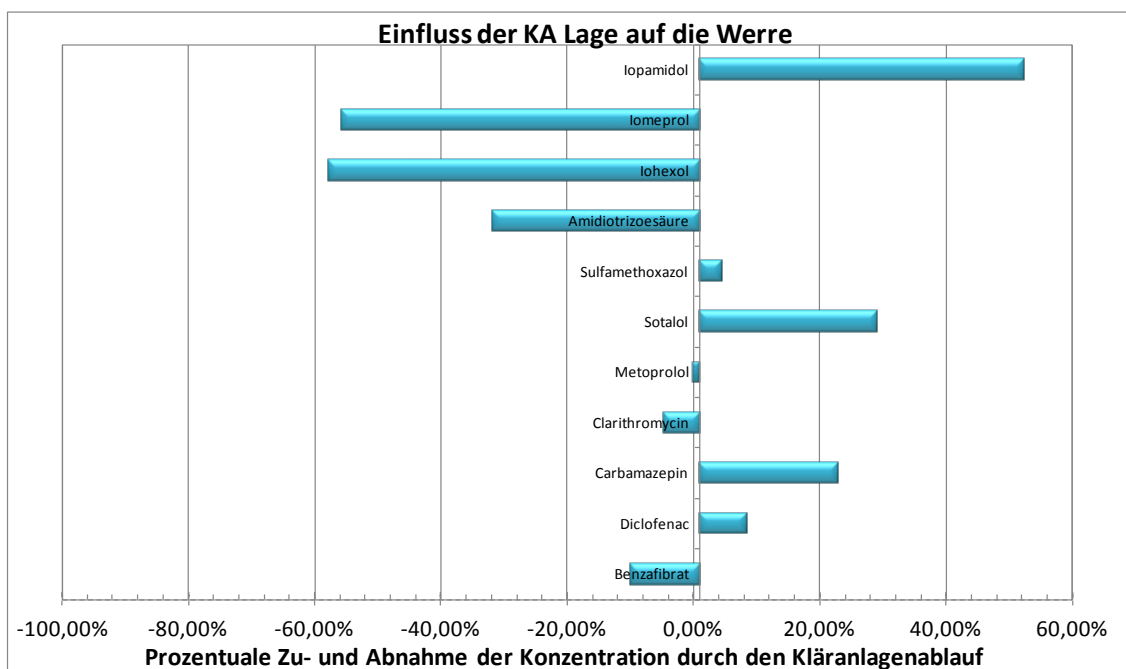


Abbildung 44: Veränderung der Konzentration im Gewässer

Durch die Ablaufwassermenge der Kläranlage kommt es bei Stoffen mit niedrigen Konzentrationen zu Verdünnungseffekten, sodass die Konzentration in der Werre unterhalb der Kläranlage sinkt. Dies ist bei den Parametern Amidotrizoesäure, lomeprol, lohexol, Benzafibrat und Clarithromycin der Fall, welche ansonsten in der Werre die Jahresdurchschnittswerte überschreiten.

Bei Stoffen mit höheren Ablaufkonzentrationen wie bei Sotalol, Carbamazepin oder Iopamidol kann man, zu mindestens bei diesen Messungen, einen direkten Einfluss der Kläranlage auf das Gewässer durch ansteigen der Konzentration feststellen.

10 ZUSAMMENFASSUNG UND EMPFEHLUNG

Der städtische Abwasserbetrieb Lage betreibt die Kläranlage Lage mit einer Ausbaugröße von 125.000 EW. Anlässlich der aktuellen Diskussionen über die Auswirkungen von Spurenstoffen auf die Gewässerökologie und die Möglichkeiten der Elimination dieser Spurenstoffe auf kommunalen Kläranlagen, hat die Stadt Lage die Hydro-Ingenieure GmbH beauftragt im Rahmen einer Vorplanung die Möglichkeiten des Baues einer Anlage zur Spurenstoffelimination auf der Kläranlage Lage zu untersuchen.

Es wurden die folgenden Verfahrensmöglichkeiten zur Spurenstoffelimination in die Vorplanung einbezogen:

- Variante 1 - Nachgeschaltete GAK-Filtration
- Variante 2 - GAK in vorh. Flockungsfiltern
- Variante 3.1 - Neubau Ozonreaktor
- Variante 3.2 - Ozonung im vorh. Filter

Die unterschiedlichen Verfahrensvarianten wurden hinsichtlich ihrer technischen Machbarkeit untersucht, die Jahreskosten geschätzt und eine Bewertung anhand ausgewählter Kriterien vorgenommen.

Vor dem Hintergrund der verschiedenen Erweiterungsmöglichkeiten der biologischen Reinigungsstufe wurde im Rahmen des Wirtschaftlichkeitsvergleiches deutlich, dass insbesondere die Konzepte der Spurenstoffelimination der Ozon-Varianten kostenmäßig günstiger abschneiden.

In der Gesamtbewertung, die neben den Jahreskosten auch die nicht monetären Kriterien berücksichtigt, schneidet Variante 3.2 (Ozonung in vorhandener Filterzelle) mit 4,65 Punkten am besten ab. Variante 3.1 (Ozonung als Neubau) liegt aufgrund der höheren Jahreskosten mit 4,6 Punkten nur knapp dahinter.

Mit der Umsetzung der Ozonung (Lösungskonzept) hat der städtische Abwasserbetrieb Lage die Voraussetzung, eine wirtschaftliche und betriebssichere Konzeption der Spurenstoffelimination umzusetzen.

Vor dem Hintergrund der Ergebnisse aus der Studie des Jahres 2010 ist mit der Ozonung nicht nur eine dem Stand der Technik angepasste Verfahrenslösung möglich, sondern ist mit nachfolgenden Eckdaten, bezogen auf die gebührenrelevante Frischwassermenge, eine deutlich wirtschaftlichere Lösung als vor 5 Jahren gegeben:

• Frischwassermenge (2012)	1.275.500 m ³ /a
• Jahreskosten	337.495 €/a
	0,204 €/m³

Ursächlich für die im Jahr 2010 noch deutlich über 30 Cent/m³ liegende Gebührenerhöhung ist die deutlich kleinere Dimensionierung der 4. Reinigungsstufe, aufgrund des rückläufigen Trends der Wassermenge und des Erkenntnisgewinnes aus 5 Jahren Betriebserfahrung, mit in die Gesamtbetrachtung eingeflossen.

11 NACHTRAG

Nach Abschluss der Studie wurde eine detailliertere Bewertungsmatrix mit Berücksichtigung von technischen, betrieblichen und ökonomischen Aspekten aufgestellt. Insgesamt wurden statt wie zuvor 8 diesmal 21 Bewertungskriterien gewählt, sowie die Veränderung bei unterschiedlicher Gewichtung untersucht. Die neue Bewertungstabelle, ist in Anlage 5.2 beigefügt.

Durch die detailliertere Betrachtung und die Einbeziehung von Kriterien wie z.B. Anlagenanordnung, Implementierung in bestehende Betriebsabläufe, Kenntnisse/ Ausbildungsstand und die Sensitivitätsanalyse haben sich gegenüber der ursprünglichen Bewertungsmatrix zusätzliche Vorteile der GAK Variante 2 herausgebildet, die zuvor nicht erkennbar waren. Insbesondere konnte das Betriebspersonal mehrere vorhandene Anlagen zur Spurenstoffelimination begehen. Die dabei gewonnenen Eindrücke haben zu einer positiveren Einschätzung der Filtration mittels granulierter Aktivkohle geführt.

Insgesamt ergab sich in der neu geführten Diskussion mit der vertiefenden Betrachtung der Bewertungskriterien ein deutlicher Vorteil der GAK Variante im vorhandenen Filter gegenüber der Spurenstoffelimination mittels Ozonung.